

VESIHALLITUKSEN MONISTESARJA

1982:122

ENNUSTE TYRNÄVÄNJOEN JUOKSUTUSVAIH-
TOEHTOJEN JA ERI FOSFORIPITOISUUKSIEN
VAIKUTUKSESTA LIMINGANLAHDEN
REHEVYYSTASOON

Satu Lakka

~~A/~~
VESIHALLI-
TUksen

V E S I H A L L I T U K S E N M O N I S T E S A R J A

1982:122

ENNUSTE TYRNÄVÄNJOEN JUOKSUTUSVAIH-
TOEHTOJEN JA ERI FOSFORIPITOISUUKSIEN
VAIKUTUKSESTA LIMINGANLAHDEN
REHEVYYSTASOON

Satu Lakka



Oulun vesipiirin vesitoimisto
Oulu 1982

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen
voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

ALKUSANAT

Tämä tutkimus on tehty Oulun vesipiirin vesitoimistossa. Työn ohjaajana on toiminut MML Tellervo Kylä-Harakka vesihallituksesta. Limnologian laitoksen puolesta työtä on ohjannut professori Reino Ryhänen ja Oulun vesipiirin puolesta ylitarkastaja Urpo Myllymaa. Dosentti Erkki Alasaarela, MML Tom Frisk ja dosentti Kari Kinnunen ovat arvokkailla neuvoillaan auttaneet minua työn eri vaiheissa. Haluan esittää kaikille parhaat kiitokseni. FT Jouko Siiraa haluan kiittää siitä, että hän luovutti käyttööni julkaisemattoman vedenlaatuaineistonsa. Lisäksi haluan kiittää konekirjoituksesta huolehtinutta Aili Huttu-Hiltusta ja kuvien puhtaaksi piirtämisestä huolehtinutta Sirkka Ollikaista sekä kaikkia muita, jotka ovat auttaneet minua työssäni.

SISÄLLYS

| | Sivu |
|--|------|
| 1. JOHDANTO | 1 |
| 2. TUTKIMUSALUE | 3 |
| 2.1 Yleiskuvaus | 3 |
| 2.2 Morfometria ja hydrologia | 6 |
| 2.21 Morfometria | 6 |
| 2.22 Virtaamat | 6 |
| 2.23 Virtaukset ja vedenkorkeuden vaihtelu lahdella | 6 |
| 2.3 Kuormitus | 9 |
| 2.31 Kuormittajat | 9 |
| 2.32 Huuhtoumat | 10 |
| 2.4 Veden laatu | 11 |
| 3. AINEISTO JA MENETELMÄT | 13 |
| 3.1 Vedenlaatuaineisto | 13 |
| 3.2 Kokonaisfosforipitoisuuden ennustaminen matemaattisen mallin avulla | 14 |
| 3.21 Hydraulinen kuvaus | 14 |
| 3.22 Kokonaisfosforin massatasapainoyhtälö | 17 |
| 3.23 Lähtötietojen määrittäminen | 17 |
| 3.24 Juoksutus- ja pitoisuusvaihtoehdot | 20 |
| 4. TULOKSET | 21 |
| 4.1 Kalibrointitulokset | 21 |
| 4.2 Kokonaisfosforipitoisuusennusteet | 22 |
| 5. TULOSTEN TARKASTELU | 29 |
| 5.1 Kokonaisfosforipitoisuuteen vaikuttavista tekijöistä | 29 |
| 5.2 Fosforin merkitys vesistön rehevyyden kannalta | 30 |
| 5.3 Johtopäätökset | 37 |
| KIRJALLISUUS | 38 |

1. JOHDANTO

Suomessa on 1950-luvulta lähtien rakennettu lukuisia tekoaltaita. Altaiden on havaittu muuttavan alapuolisen vesistön veden laatua. Altaan pohjalle jääneen helposti hajoavan orgaanisen aineen hajotus on patoamisen jälkeisinä vuosina vilkasta, ja happi kuluu altaan vedestä etenkin talven kerrostuneisuuskautena helposti loppuun (Vogt 1971). Heikentynyt happitilanne ulottuu alapuolisessa jokiuomassa jopa kymmenien kilometrien päähän (Vogt 1978). Alasaarela (1982) on tutkinut Siikajoessa sijaitsevaan Uljuan altaaseen tulevan ja siitä lähtevän veden laatua eri vuodenaikoina ja todennut altaan muutamana ensimmäisenä vuotena lisäävän typen ja fosforin pitoisuutta kaikkina vuodenaikoina. Allas toimii siis alkuvaiheessa ravinteiden luovuttajana eikä pidättäjänä. Ravinnepitoisuuden kohoaminen aiheuttaa rehevöitymistä alapuolisessa vesistössä. Myöhemmin allas lisää fosforipitoisuutta vain kevättalven happiminimin aikana. Elohopean mobilisoituminen säännöstellyissä tekoaltaissa on aiheuttanut kalojen elohopeapitoisuuden kohoamisen tekoaltaissa sekä niiden ylä- ja alapuolisissa vesistöissä (Verta 1982).

Perämeren Liminganlahteen laskevan Tyrnävänjoen tulvasuojelusuunnitelmaan kuuluu Niskan tekoaltaan rakentaminen joen latvoille. Allasta ei aiota käyttää voimataloudellisesti, joten kevättulvan aikana varastoidut vedet voitaisiin juoksentaa välittömästi tulvan jälkeen tai tasaisesti kesän aikana ja siten välttää happihaittojen muodostuminen kevättalvella. Rehevöityminen saattaisi sen sijaan muodostaa ongelman ennestäänkin rehevällä Liminganlahdella.

Liminganlahti on pinta-alaltaan suhteellisen suuri, mutta samalla se on erittäin matala. Lahden rehevyyttä osoittaa etenkin pohjukan runsas makrofyyttikasvillisuus. Linnuille lahti on tärkeä pesintäalue ja muutonaikainen levähdyspaikka. Se kuuluu kansainvälisen Project Mar -ohjelman ja Pohjoismaiden lintuvesien suojeluohjelman kohteisiin. Kesällä 1981 valmistuneessa lintuvesityöryhmän mietinnössä lahti mainitaan

arvokkaimmaksi yksittäiseksi lintuvedeksi. Liminganlahdella on merkitystä myös kalastusalueena.

Vesiensuojelun kannalta on tärkeää pyrkiä etukäteen selvittämään suunniteltujen toimenpiteiden vaikutuksia vesiekosysteemissä ja ottaa nämä vaikutukset huomioon päätöksiä tehtäessä. Vedenlaatumallit, joilla kuvataan vesiekosysteemin toimintaa matemaattisesti, tekevät kvantitatiivisten ennusteiden laatimisen monissa tapauksissa mahdolliseksi. Sovelletavan mallin valinta riippuu ratkaistavasta ongelmasta sekä käytettävissä olevasta aineistosta ja resursseista. Laajat ekologiset mallit vaativat suuren aineiston ja tietojenkäsittelykapasiteetin, kun taas esimerkiksi yksinkertaiset fosforimallit ovat suhteellisen helposti sovellettavissa.

Tekoaltaiden säännöstely palvelee Suomessa yleensä voimatalouden tarpeita, jolloin vesiä varastoidaan altaassa kevättalveen asti. Niskan tekoaltaan säännöstelysuunnitelma poikkeaa tällaisesta juoksutuskäytännöstä. Tästä syystä ei veden laadun kehitystä Niskan tekoaltaassa pystytä nykytietämyksellä ennustamaan. Koska tässä tapauksessa ollaan kiinnostuneita toimenpiteiden vaikutuksista nimenomaan Liminganlahdella, voidaan ongelmaa lähestyä selvittämällä Liminganlahden käyttäytymistä resipienttinä. Tämän työn tarkoituksena on arvioida Tyrnävänjoen kahden juoksutusvaihtoehdon ja eri fosforipitoisuuksien vaikutusta Liminganlahden rehevyystasoon.

Ennustettaessa rehevyystasoa vesistössä, jossa fosfori on minimiravinne, voidaan käyttää kahta toisistaan periaatteessa poikkeavaa tapaa. Toinen lähestymistapa, jota käytetään useimmissa simulointimalleissa, perustuu kasviplanktonille käyttökelpoisen fosforin, käytännössä tavallisesti fosfaattifosforin, taseen kuvaamiseen ja sen pohjalta kasviplanktonin kasvun ennustamiseen. Toisessa lähestymistavassa seurataan kokonaisfosforin tasetta, ja kokonaisfosforin avulla pyritään tarvittaessa arvioimaan käyttökelpoisen fosforin pitoisuutta ja kasviplanktonbiomassaa (Eloranta ym. 1981). Suomen olosuhteissa, joissa humuksella on tärkeä merkitys fosforin

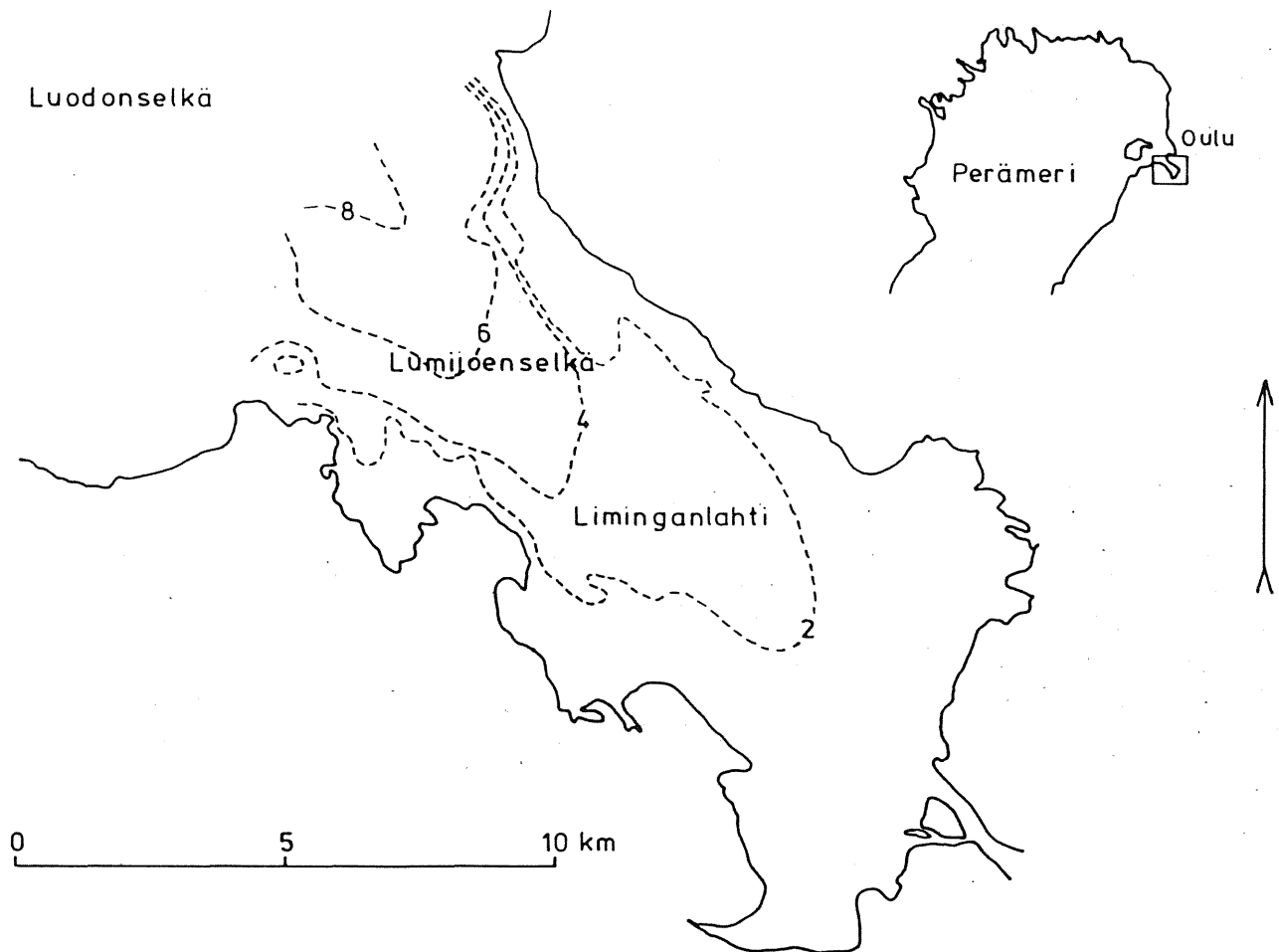
dynamiikassa, ei fosfaattifosforipitoisuus edusta yksiselitteisesti käyttökelpoisen fosforin pitoisuutta, joten jälkimmäistä lähestymistapaa voidaan pitää realistisempänä. Kokonaisfosforipitoisuuden ennustaminen on nykyisin käytettävissä olevien mallien avulla suhteellisen yksinkertaista ja luotettavaa. Keskimääräistä kokonaisfosforipitoisuutta voidaan ennustaa varsin tarkasti. Myös dynaamisissa mallisovellutuksissa kokonaisfosforin ennustamistarkkuutta voidaan pitää hyvänä (Frisk 1981). Tässä työssä käytetään rehevyystason ennustamisessa apuna kokonaisfosforipitoisuuden simuloimista.

2. TUTKIMUSALUE

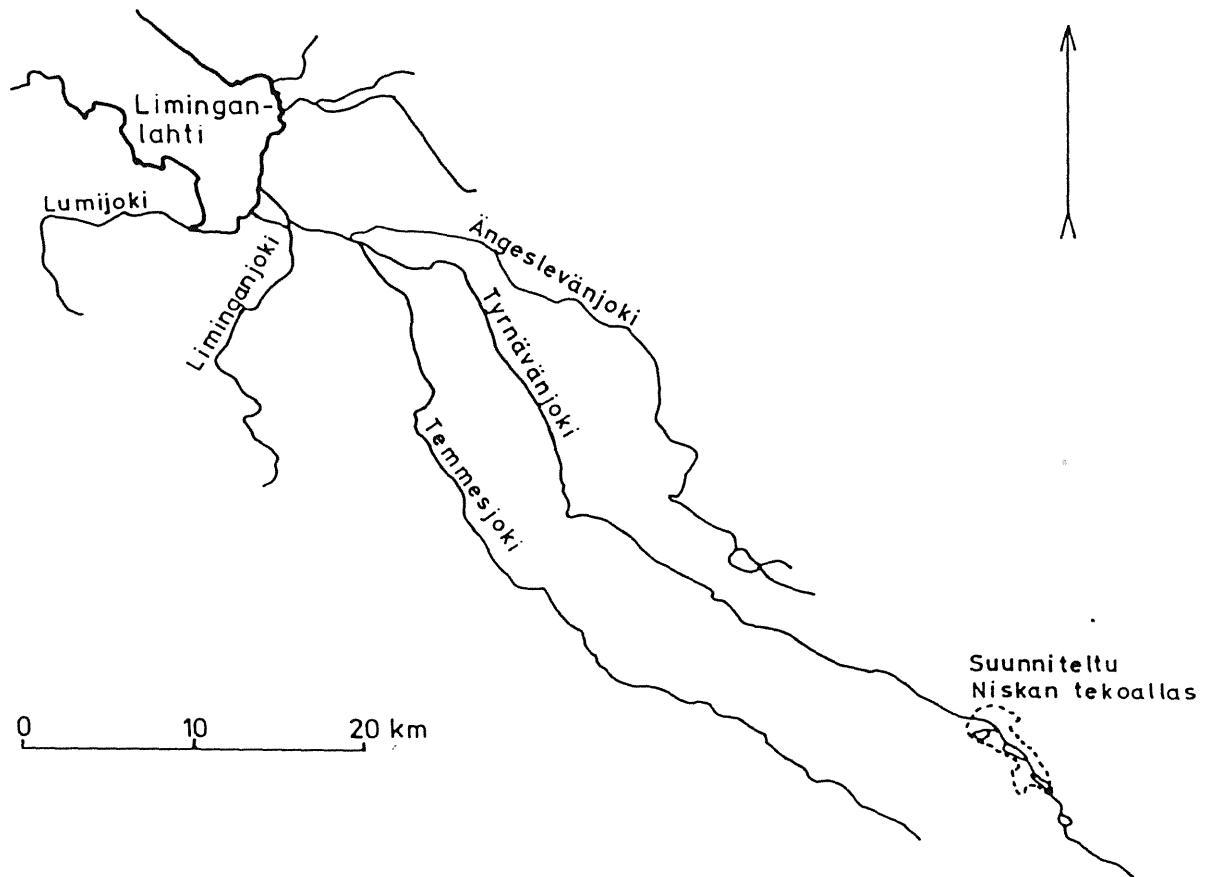
2.1 Yleiskuvaus

Liminganlahti sijaitsee Oulun kaupungista noin 15 km lounaaseen. Merellä on lahtea vastapäätä Hailuodon saari. Hailuodon ja lahden väliin jää Luodonselkä. Lahden suupuolta kutsutaan Lumijoenseläksi ja pohjukkaa varsinaiseksi Liminganlahdeksi. Tässä työssä tarkoitetaan kuitenkin Liminganlahdella koko lahtea Lumijoenselkä mukaanlukien (kuva 1).

Lahteen laskevat Ängeslevän-, Tyrnävän-, Temmes-, Limingan- ja Lumijoki. Näistä Ängeslevän- ja Tyrnävänjoki ovat Temmesjoen sivujokia. Liminganjoki on yhdistetty kanavalla Temmesjokeen (kuva 2). Liminganlahden valuma-alueen pinta-ala on 1394 km^2 (Siira 1980).



Kuva 1. Liminganlahti.



Kuva 2. Liminganlahteen laskevat joet ja Tyrnävänjokeen suunniteltu Niskan tekoallas.

2.2 Morfometria ja hydrologia

2.21 Morfometria

Liminganlahti on pitkänomainen ja matala. Sen pinta-ala on noin 100 km^2 ja pituus 15 km. Suurin syvyys lahden suulla on 8 m. Tästä lahti mataloituu melko tasaisesti pohjukkaa kohden. Pinta-alasta puolet on aluetta, jolla syvyys on alle 2 m. Syvyyssuhteet on esitetty Siiran (julkaisematon) mukaan kuvassa 1.

2.22 Virtaamat

Vesistöalueen virtaamista ei ole olemassa jatkuvia havaintosarjoja. Siira (1980) on laatinut tehtyjen virtaamamittauksen avulla yhtälön Liminganlahden ja Pattijoen kunnassa sijaitsevan Huopakinojan vesistöalueen valumien välille. Vuosien 1971-1976 keskimääräiseksi virtaamaksi Liminganlahteen hän on saanut $12,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Saman jakson keskimääräiseksi virtaamaksi Tyrnävänjoessa hän sai $3,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Koska järviä on alueella vähän, virtaamavaihtelut ovat suuria. Etenkin Ängeslevän- ja Tyrnävänjoessa on keväisin esiintynyt tulvia. Uomien kaltevuudet jokien alaosalla ovat erityisen pienet, joten veden virtaus hidastuu ja syntyy padotusta.

2.23 Virtaukset ja vedenkorkeuden vaihtelu lahdella

Päävirtaus Pohjanlahdella kulkee Suomen rannikkoa pohjoiseen ja Ruotsin rannikkoa etelään (Palmén 1930). Selkämereltä Merenkurkun läpi Perämerelle tuleva vesi on pääasiassa pintavettä (Palosuo 1973), joka kesällä on Perämeren pohjavettä kevyempää ja jää Perämeren pintakerrokseen. Syksyllä ja talvella on tiheysero päinvastainen, joten Selkämereltä tuleva vesi painuu alas ja kiertää pohjanmyötäisesti Perämerellä (Palosuo 1964).

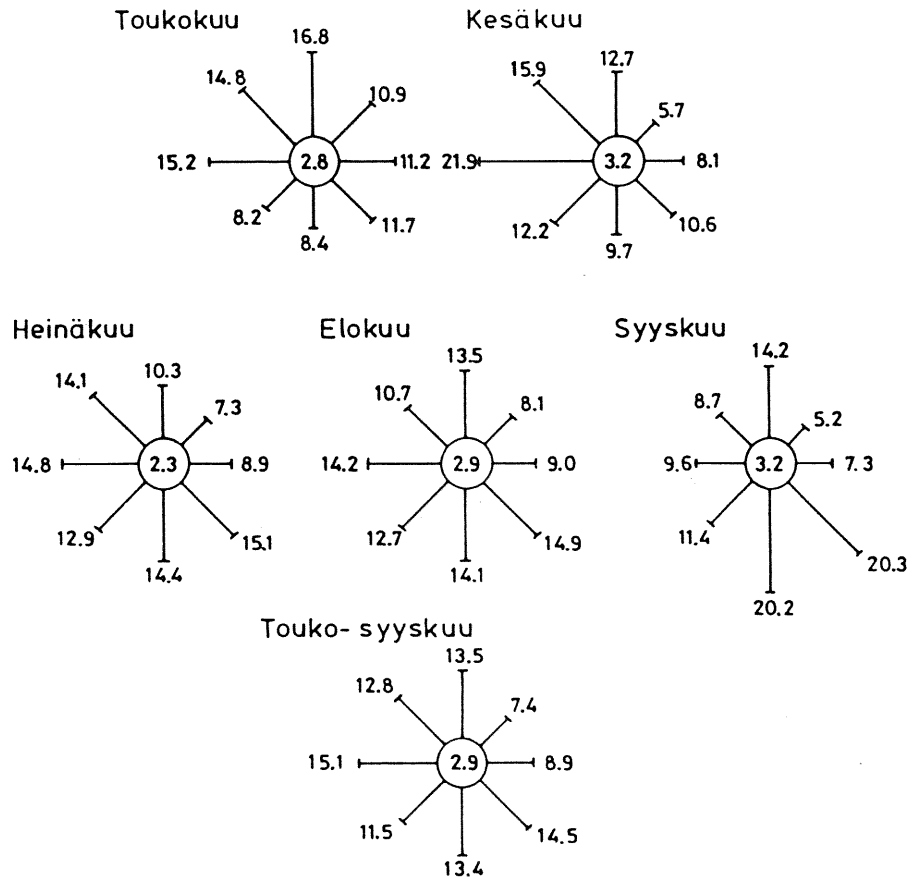
Forsius ja Sarkkula (1979) mittasivat syksyllä 1978 Oulun

edustan virtauksia ja totesivat keskimääräisten virtausnopeuksien riippuvan lähes täysin tuulesta. Sen sijaan virtausnopeuksien hetkellisistä vaihteluista selittivät huomattavan osan nopeat vedenkorkeusmuutokset. Talvella virtausta tapahtui Sarkkulan ja Forsiuksen (1977) mukaan eniten nopeiden vedenkorkeusmuutosten yhteydessä.

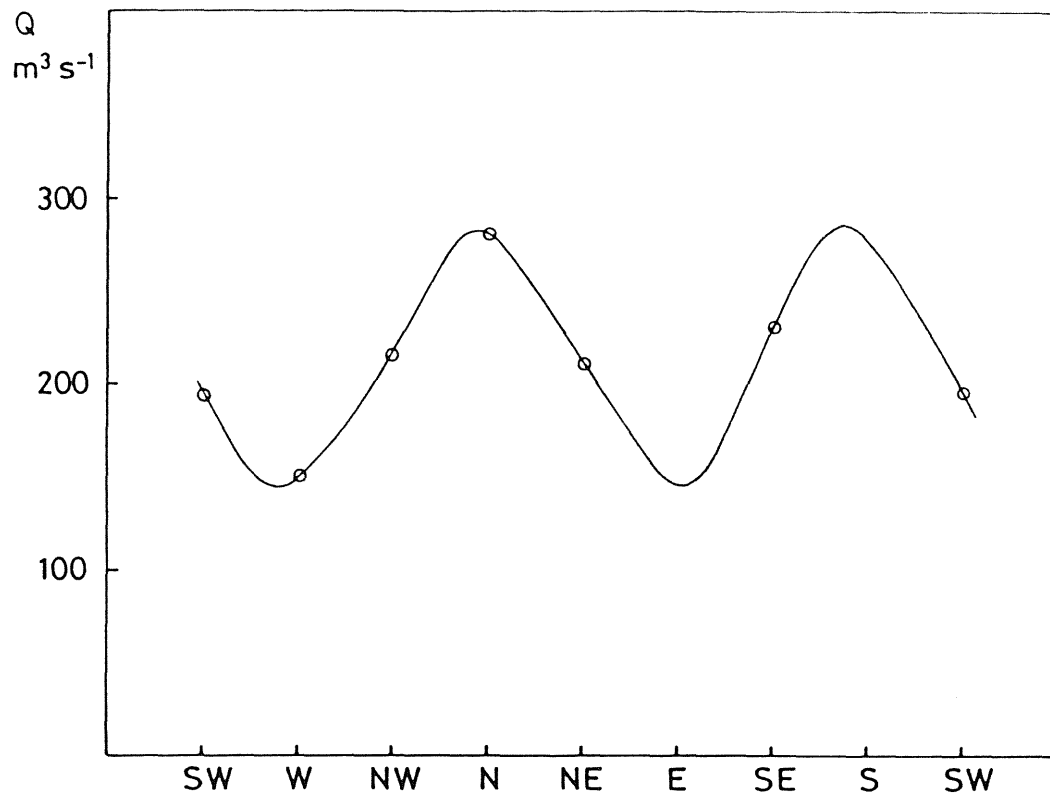
Luodonselällä ja Liminganlahdella tehdyt virtausmittaukset (Harju-Autti 1971) ja Markku Virtasen alueelle laatima numeerinen malli (Forsius ja Sarkkula 1979) osoittavat, että Liminganlahdella syntyy pohjoistuulella myötäpäiväinen virtaus, kun taas lännen ja etelän välisillä tuulilla kiertosuunta on vastakkainen. Tuulen suunnan jakautuminen suuntaluokittain Oulunsalossa touko-syyskuussa vuosina 1961-1975 on esitetty kuvassa 3 Heinon (1976) mukaan. Alkukesällä on lännen ja pohjoisen välisten tuulten osuus ollut suurin, mutta loppukesää ja syksyä kohden on tuulen suunta painottunut kaakon ja lounaan välille. Keskimääräisesti on tuulen suunta jakautunut touko-syyskuussa melko tasaisesti kaakon ja pohjoisen välille, mutta sen painopiste on ollut etelän ja lännen välillä. Tuulija virtaushavaintojen perusteella vallitsee Liminganlahdella vastapäiväinen virtaus. Vesianalyysit tukevat tätä johtopäätöstä, sillä lahden eteläosassa vesi on suolaisempaa kuin pohjoisosassa, ja toisaalta pohjukkaan laskevien jokien ravinnekuormitus näyttää kulkeutuvan vähitellen laimeten pohjoisrannan edustaa ulos (Siira ja Meskus 1973).

Numeerisen mallin avulla laskettuna saadaan Liminganlahden vedenvaihdunnaksi tuulen suunnasta riippuen $150-250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, kun tuulen nopeus on stationäärisessä tuulitilanteessa 5 ms^{-1} (Forsius ja Sarkkula 1979). Liminganlahden vedenvaihdunta tuulen suunnan funktiona on esitetty kuvassa 4. Tuulen keskinopeus Oulunsalossa on Heinon (1976) mukaan $4,1 \text{ ms}^{-1}$.

Talvella kertyvät Liminganlahden pohjukkaan laskevat jokivedet jään alle 1-2 m:n paksuiseksi kerrokseksi (Harju-Autti 1971).



Kuva 3. Tuulen suunnan prosentuaalinen jakautuminen suunta-luokittain Oulunsalossa touko-syyskuussa vuosina 1961-1975 Heinin (1976) mukaan. Ympyrän keskellä oleva luku ilmoittaa tyynen sään prosentuaalisen osuuden.



Kuva 4. Liminganlahden vedenvaihdunta tuulen suunnan funktiona stationäärisessä tuulitilanteessa, jossa tuulen nopeus on 5 ms^{-1} (Forsius ja Sarkkula 1979).

Perämeren vedenkorkeusvaihtelut ovat suuria. Liminganlahden vedenkorkeusvaihtelun on havaittu riippuvan tuulista siten, että vedenpinta pohjoisen ja idän välisillä tuulilla laskee ja etelän ja lännen välisillä nousee (Harju-Autti 1971). Tuulisuhteiden vaikutuksesta vesi on keväällä yleensä alhaalla, mutta kohoaa syyskesästä (Siira ja Meskus 1973).

2.3 Kuormitus

2.31 Kuormittajat

Liminganlahden vesistöä kuormittavat luontaisen huuhtouman lisäksi taajamien jätevedet, maa- ja metsätalous sekä turvetuotanto.

Vesistöalueella sijaitsee kuusi kuntaa, joiden asukasluku vuoden 1980 alussa oli 20 539. Keskustaajamissa asui yli puolet väestöstä. Taajamien jätevedenpuhdistamoiden jäänköskuormitus kokonaisfosforin osalta on vaihdellut vuosina 1975-1980 välillä $6,1-12,2 \text{ kgd}^{-1}$ (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1981 a).

Valuma-alueen pinta-alasta on peltoa 18 % ja metsää 27 % (Siira 1980). 32 % alueen pinta-alasta on metsäojitettu.

Turvetuotannossa on ollut 385 ha:n alue Limingan Hirvinevala vuodesta 1973 lähtien ja 641 ha:n alue Muhoksen Pelsonsuolala vuodesta 1975 lähtien.

Vesiä kuormittavaa teollisuutta ei alueella sanottavasti ole. Merkittävin lienee Limingan Osuusmeijeri, jonka jätevedet puhdistetaan Limingan Vesihuolto Oy:n puhdistamolla. Oulussa sijaitsevan puunjalostusteollisuuden jätevedet näyttävät ligniinipitoisuuksien perusteella ajoittain kulkeutuvan Liminganlahdelle (Harju-Autti 1971).

2.32 Huuhtoumat

Siira (1980) on laskenut vuosien 1974-1976 analyysiaineistoihin perustuen jokien Liminganlahteen tuomia ainemääriä ja huuhtoumia eri osa-alueilta. Huuhtouman alueellisen vaihtelun perusteella hän ryhmitteli analysoidut aineet kahteen pääryhmään: orgaaniseen ainekseen ja ravinteisiin yms. Ensimmäiseen ryhmään kuuluvien aineiden huuhtoumat olivat suurimmat jokien yläjuoksulla, missä soiden osuus pinta-alasta on suurin. Ravinteiden huuhtoumat kasvoivat yläjuoksulta alajuoksulle. Fosforin ja typen keskimääräiset huuhtouma-arvot olivat $46 \text{ kgkm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja $274 \text{ kgkm}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Vastaavina vuosina olivat Kymi-, Kokemäen-, Oulu- ja Kemijoen vesistöjen keskimääräiset fosforin ja typen huuhtouma-arvot $13 \text{ kgkm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja $200 \text{ kgkm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Wartiovaara 1978).

2.4 Veden laatu

Liminganlahden veden laadulle on avoveden aikana ominaista runsasravinteisten ja humuspitoisten jokivesien laimeneminen meriveden ansiosta siirryttäessä lahden pohjukasta Luodonselälle. Talvella jokivedet muodostavat kerroksen meriveden päälle. Taulukkoihin 1 ja 2 on koottu vedenlaatumuuttujien keskimääräisiä arvoja maalिस-huhtikuussa sekä heinä-elokuussa v. 1975-1980 Tyrnävänjoen alajuoksulla, Liminganlahden pohjukassa ja Luodonselällä.

Taulukko 1. Veden keskimääräinen laatu maalís-huhtikuussa v. 1975-1980 Tyrnävänjoen alajuoksulla ja Liminganlahden pohjukassa Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) mukaan sekä Luodonselällä Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (julkaisematon) tarkkailutulosten mukaan.

| | Syv. m | t °C | O ₂ mg l ⁻¹ | O ₂ kyl. % | Sameus FTU | Kiinto- aine mg l ⁻¹ | Y ₂₅ mSm ⁻¹ | pH | Väri Ptmg l ⁻¹ | COD mg l ⁻¹ | Kok.N μg l ⁻¹ | Kok.P μg l ⁻¹ | Fe mg l ⁻¹ |
|--------------|-----------|---------|--------------------------------------|--------------------------|---------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-----|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| Tyrnävänjoki | | 0,2 | 7,1 | 49 | 28 | 13,4 | 23,0 | 6,8 | 162 | 12,7 | 2426 | 385 | 7,3 |
| pohjukka | | 0,1 | 5,6 | 38 | 10 | 10,9 | 89,6 | 6,8 | 90 | 9,9 | 1573 | 144 | 2,3 |
| Luodonselkä | 1 | 0,2 | 10,6 | 73 | 4,8 | 2,3 | 72,9 | 6,5 | 40 | 8,6 | 598 | 33 | 0,43 |
| " | 5 | 0,7 | 10,4 | 72 | 1,7 | 1,6 | 511 | 7,1 | 23 | 6,4 | 377 | 20 | 0,17 |

Taulukko 2. Veden keskimääräinen laatu heinä-elokuussa v. 1975-1980 Tyrnävänjoen alajuoksulla ja Liminganlahden pohjukassa Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) mukaan sekä Luodonselällä Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (julkaisematon) tarkkailutulosten mukaan.

| | Syv. m | t °C | O ₂ mg l ⁻¹ | O ₂ kyl. % | Sameus FTU | Kiinto- aine mg l ⁻¹ | Y ₂₅ mSm ⁻¹ | pH | Väri Ptmg l ⁻¹ | COD mg l ⁻¹ | Kok.N μg l ⁻¹ | Kok.P μg l ⁻¹ | Fe mg l ⁻¹ |
|--------------|-----------|---------|--------------------------------------|--------------------------|---------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-----|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| Tyrnävänjoki | | 15,1 | 8,3 | 83 | 16 | 9,5 | 14,3 | 7,2 | 212 | 20,7 | 1113 | 158 | 5,3 |
| pohjukka | | 16,5 | 9,7 | 100 | 4,8 | 5,7 | 315 | 8,1 | 47 | 9,7 | 594 | 36 | 0,60 |
| Luodonselkä | 1 | 16,1 | 9,5 | 97 | 2,7 | 1,4 | 460 | 7,5 | 23 | 5,9 | 296 | 15 | 0,18 |
| " | 5 | 15,5 | 9,2 | 93 | 2,6 | 2,9 | 452 | 7,5 | 23 | 5,9 | 294 | 15 | 0,16 |

Liminganlahdella ei Harju-Autin (1971) tutkimusten mukaan havaittu selvää lämpötilakerrostuneisuutta minään vuodenaikana.

Sähkönjohtavuusarvot osoittavat jokivesien asettuvan talvella patjaksi murtoveden päälle. Jäiden lähdön jälkeen vesimassat sekoittuvat nopeasti, ja kesäkuun alussa sähkönjohtavuus on vertikaalisuunnassa lähes vakio (Harju-Autti 1971). Horizontaalisuunnassa sähkönjohtavuusarvot vaihtelevat avovesikaudella huomattavasti mereltä tulevien virtausten mukaan (Siira ja Meskus 1973). Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) tarkkailutulosten mukaan saattaa sähkönjohtavuus pohjukassakin nousta arvoon 500 mSm^{-1} .

Väriin ja raudan arvot ovat Harju-Autin (1971) mukaan suurimmillaan kesäkuun alussa ja alhaisimmillaan loppukesällä. Lahden pohjukassa väri oli kesäkuun alussa keskimäärin 150 Pt mgl^{-1} . Heinäkuun väriarvo lahden pohjukassa on yleensä $20\text{--}80 \text{ Pt mgl}^{-1}$ (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b). Lahden suupuolen väriarvot ovat pienempiä kuin pohjukan.

Tärkeimpien ravinteiden, typen ja fosforin pitoisuudet ovat suurimmat lahden pohjukassa ja pienenevät suulle päin (Siira ja Meskus 1973). Harju-Autin (1971) mukaan ravinnepitoisuudet ovat suurimmillaan alkukesällä ja laskevat loppukesää kohti, kunnes syksyllä taas kohoavat. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) tarkkailutulokset osoittavat pohjukan kokonaisfosforipitoisuuksien nousevan kevättalvella paikallisesti suuremmiksi kuin $200 \mu\text{gl}^{-1}$ ja laskevan loppukesällä yleensä alle arvon $50 \mu\text{gl}^{-1}$. Kokonaistyyppipitoisuus saattaa kevättalvella ylittää paikallisesti $2000 \mu\text{gl}^{-1}$, mutta laskee heinäkuun loppuun mennessä yleensä huomattavasti alle arvon $1000 \mu\text{gl}^{-1}$. Mineraalityypen ja -fosforin suhteesta Liminganlahdella ei ole olemassa tutkimustuloksia. Kokonaistypen ja -fosforin suhde vaihtelee Harju-Autin (1971) mukaan 8:sta 24:ään.

Alasaarela ja Siira (1976) ovat tutkineet Liminganlahden kasviplanktonbiomassan kehitystä vuosina 1971 ja 1973. Talvella biomassat ovat pieniä, mutta alkavat kasvaa jo huhtikuussa, lahden ollessa vielä jään peitossa. Maksimi saavutetaan ke-säkuun alussa. Biomassamaksimit eri osissa lahtea ovat tasoa $10-25 \text{ mgl}^{-1}$. Tästä biomassat laskevat talveksi pienemmiksi kuin 1 mgl^{-1} . Pohjukan perustuotantokykyarvot ovat lievästi rehevälle tai rehevälle vedelle ominaista tasoa (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1980, 1981 b).

Hapettomuutta ei Liminganlahdella ole havaittu, vaikkakin happipitoisuus lahden pohjukassa talven mittaan laskee huomattavasti kyllästystilasta. Kesällä vallitsee hapen suhteen ylikyllästys-tila, joka korkeaan pH-arvoon liittyneenä kertoo vilkkaasta perustuotannosta (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1981 b).

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Vedenlaatuaineisto

Työtä varten oli käytettävissä Jouko Siiran vuosina 1975 ja 1976 Liminganlahdelta ja vuosina 1974-1976 siihen laskevista joista keräämä vedenlaatuaineisto. Näytteet on otettu kerran kuukaudessa. Näytepisteiden sijainti selviää kuvasta 5. Näytteet on analysoitu osittain Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksella ja osittain Oulun vesipiirin vesitoimiston laboratoriossa. Analysoinnissa on noudatettu vesihallinnossa käytössä olevia menetelmiä (Erkomaa ym. 1977). Fosfaattifosforia-aineistoa jouduttiin karsimaan, koska fosfaattifosforipitoisuudet useissa näytteissä ylittivät kokonaisfosforipitoisuuden. Virhe johtunee siitä, että näytteitä on analysoitu kahdessa eri laboratoriossa.

Aineiston täydentämiseksi otettiin Liminganlahdelta kesällä 1981 vesinäytteitä yhteensä kolme kertaa. Näytteet analysoitiin Oulun vesipiirin vesitoimiston laboratoriossa vesihallinnossa käytössä olevin menetelmin.

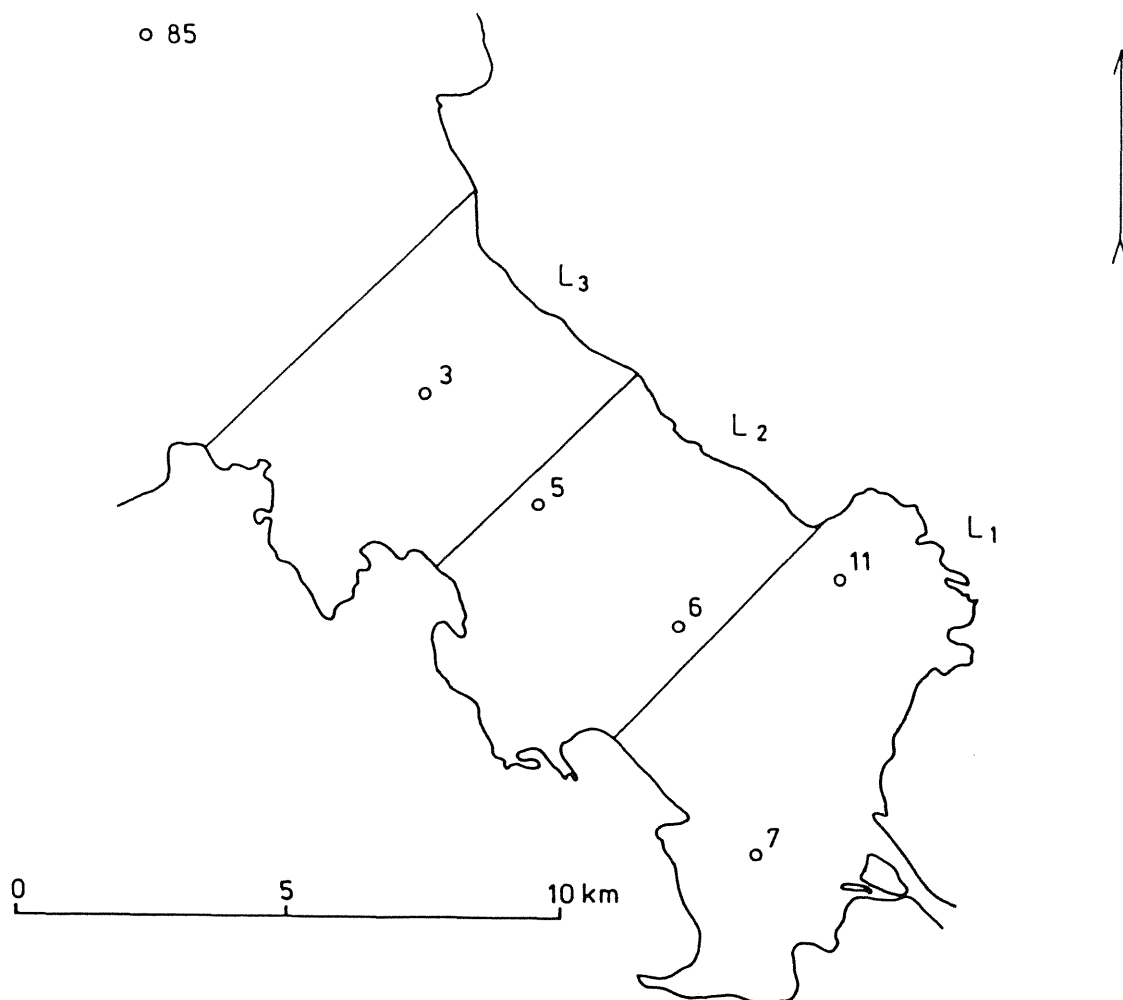
Taulukko 1. Veden keskimääräinen laatu maaliskuussa v. 1975-1980 Tyrnävänjoen alajuoksulla ja Liminganlahden pohjukassa Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) mukaan sekä Luodonselällä Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (julkaisematon) tarkkailutulosten mukaan.

| | Syv. m | t °C | O ₂ mg l ⁻¹ | O ₂ kyll.% | Sameus FTU | Kiinto- aine mg l ⁻¹ | γ ₂₅ mSm ⁻¹ | pH | Väri Ptmg l ⁻¹ | COD mg l ⁻¹ | Kok.N μg l ⁻¹ | Kok.P μg l ⁻¹ | Fe mg l ⁻¹ |
|--------------|-----------|---------|--------------------------------------|--------------------------|---------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-----|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| Tyrnävänjoki | | 0,2 | 7,1 | 49 | 28 | 13,4 | 23,0 | 6,8 | 162 | 12,7 | 2426 | 385 | 7,3 |
| pohjukka | | 0,1 | 5,6 | 38 | 10 | 10,9 | 89,6 | 6,8 | 90 | 9,9 | 1573 | 144 | 2,3 |
| Luodonselkä | 1 | 0,2 | 10,6 | 73 | 4,8 | 2,3 | 72,9 | 6,5 | 40 | 8,6 | 598 | 33 | 0,43 |
| " | 5 | 0,7 | 10,4 | 72 | 1,7 | 1,6 | 511 | 7,1 | 23 | 6,4 | 377 | 20 | 0,17 |

Taulukko 2. Veden keskimääräinen laatu heinä-elokuussa v. 1975-1980 Tyrnävänjoen alajuoksulla ja Liminganlahden pohjukassa Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981 b) mukaan sekä Luodonselällä Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston (julkaisematon) tarkkailutulosten mukaan.

| | Syv. m | t °C | O ₂ mg l ⁻¹ | O ₂ kyll.% | Sameus FTU | Kiinto- aine mg l ⁻¹ | γ ₂₅ mSm ⁻¹ | pH | Väri Ptmg l ⁻¹ | COD mg l ⁻¹ | Kok.N μg l ⁻¹ | Kok.P μg l ⁻¹ | Fe mg l ⁻¹ |
|--------------|-----------|---------|--------------------------------------|--------------------------|---------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-----|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| Tyrnävänjoki | | 15,1 | 8,3 | 83 | 16 | 9,5 | 14,3 | 7,2 | 212 | 20,7 | 1113 | 158 | 5,3 |
| pohjukka | | 16,5 | 9,7 | 100 | 4,8 | 5,7 | 315 | 8,1 | 47 | 9,7 | 594 | 36 | 0,60 |
| Luodonselkä | 1 | 16,1 | 9,5 | 97 | 2,7 | 1,4 | 460 | 7,5 | 23 | 5,9 | 296 | 15 | 0,18 |
| " | 5 | 15,5 | 9,2 | 93 | 2,6 | 2,9 | 462 | 7,5 | 23 | 5,9 | 294 | 15 | 0,16 |

Luodonselältä olivat käytettävissä Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston tarkkailuohjelmaan kuuluvan pisteen 85 (kuva 5) tulokset.



Kuva 5. Liminganlahden hydrauliset elementit ja näytepisteiden sijainti.

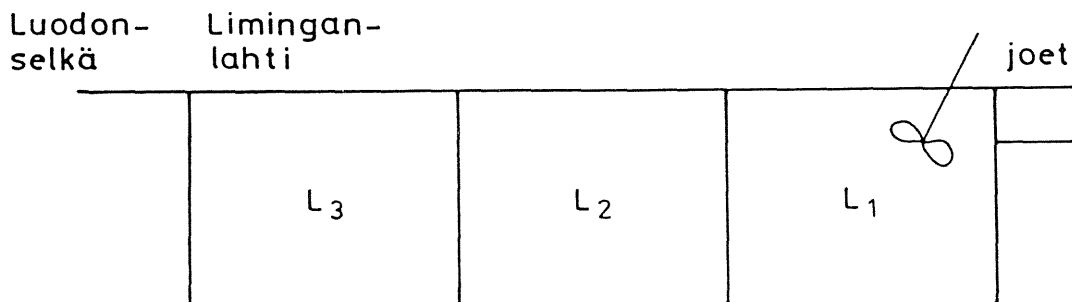
3.2 Kokonaisfosforipitoisuuden ennustaminen matemaattisen mallin avulla

3.21 Hydraulinen kuvaus

Vedenlaatumallien lähtökohtana on ainetasetarkastelu. Ainetasetarkastelu edellyttää vesistön vesitaseen tuntemista.

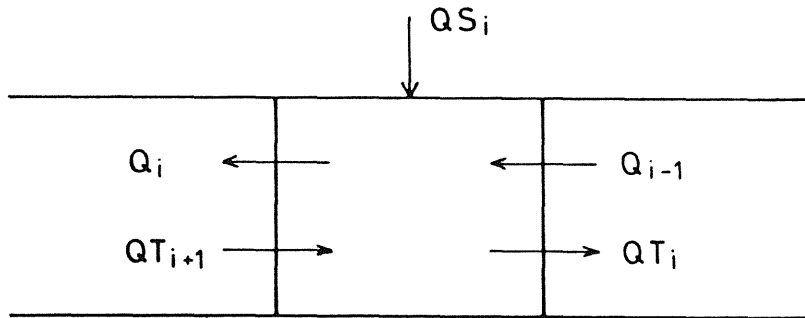
Vesistön hydrauliiikan tarkka kuvaaminen ei yleensä ole tarkoituksenmukaista, vaan hydraulista kuvausta voidaan yksinkertaistaa. Yksinkertaisin kuvaustapa on tarkkastella vesistöä jatkuvasekoitteisena reaktorina. Kuvaustapaa kutsutaan CSTR-hydrauliiikaksi. CSTR-tarkastelun perusoletukset ovat: Tuleva kuormitus sekoittuu koko vesimassaan ilman viivettä. Koko vesimassa on homogeeninen. Poistuvan veden pitoisuus on sama kuin systeemissä vallitseva pitoisuus. Useimmiten oletetaan lisäksi, että systeemi on hydraulisessa tasapainotilassa ja systeemin tilavuus on vakio. Yhdistelemällä CSTR-elementtejä voidaan myös veden laadun avaruudellinen vaihtelu ottaa huomioon. Jos mallin avulla halutaan ennustaa pitoisuuden vaihtelua yhdessä dimensiossa, joko horisontaali- tai vertikaalisuunnassa, sovelletaan yleensä advektio-dispersiohydrauliiikka. Mikäli yksidimensioinen tarkastelu ei ole riittävä, voidaan soveltaa kaksidimensioisia advektio-dispersiomalleja (Eloranta ym. 1981).

Vedenlaatumalleissa vesistö esitetään yleensä mahdollisimman yksinkertaisena hydraulisena systeeminä. Koska Liminganlahden vesimassa ei kesäisin kerrostu, voitiin sitä tarkastella yhtenä kerroksena. Sen sijaan horisontaalisuunnassa on vedenlaatusuureissa havaittavissa selvä gradientti lahden pohjukasta suulle päin. Horisontaalisten erojen esiinsaamiseksi lahti jaettiin kolmeen peräkkäiseen elementtiin, joiden vesimassat oletettiin homogeenisiksi. Lahtea kuvattiin siis peräkkäisten CSTR-altaiden muodostamana systeeminä (kuva 6). Elementtien tilavuudet oletettiin ajan suhteen vakioiksi.



Kuva 6. Kohdealueen elementtijako.

Liminganlahden vesitase muodostuu virtaamasta jokisuilta Luodonselälle ja toisaalta vastavirtaamasta Luodonselältä lahdelta ja takaisin. Elementin i vesitase on esitetty kuvassa 7.



Kuva 7. Elementin vesitase. Käytetyt symbolit ovat samat kuin yhtälössä (1).

Elementin vesitase voidaan esittää yhtälönä:

$$Q_i = Q_{i-1} + QT_{i+1} - QT_i + QS_i \quad (1)$$

Q_i = elementin i menovirtaama elementtiin $i+1$ (L^3T^{-1})
 Q_{i-1} = elementin i tulovirtaama elementistä $i-1$
 QT_{i+1} = vastavirtaama elementtiin i elementistä $i+1$
 QT_i = vastavirtaama elementistä i elementtiin $i-1$
 QS_i = systeemin ulkopuolelta tuleva lisävirtaama elementtiin i

Vastavirtaus elementistä i elementtiin $i-1$ laskettiin tiettyinä osuutena elementtiin i tulevasta vastavirtaamasta:

$$QT_i = a_{Qi} QT_{i+1} \quad (2)$$

a_{Qi} = elementistä i elementtiin $i-1$ menevän vastavirtaaman osuus elementtiin i tulevasta vastavirtaamasta

3.22 Kokonaisfosforin massatasapainoyhtälö

Edellä esitetyn hydraulisen kuvauksen mukaan voidaan kokonaisfosforille kirjoittaa massatasapainoyhtälö muodossa:

$$\frac{dP}{dt} = \frac{1}{V_i} (Q_{i-1}P_{i-1} + Q_{T_{i+1}}P_{i+1} - Q_iP_i - Q_{T_i}P_i) + S_i(P) \quad (3)$$

P = kokonaisfosforipitoisuus (ML^{-3})

t = aika (T)

V = elementin tilavuus (L^3)

$S(P)$ = biologisten, kemiallisten ja fysikaalisten (ei-hydraulisten) prosessien aiheuttama kokonaisfosforipitoisuuden muutosnopeus ($ML^{-3}T^{-1}$)

Muiden kuin hydraulisten tekijöiden aiheuttama pitoisuuden muutosnopeus esitettiin sedimentaatiosta ja lisäkuormituksesta johtuvana. Dynaamisissa fosforimalleissa sedimentoituminen kuvataan yleensä verrannollisena pitoisuuteen. Vollenweiderin (1969) mallissa fosforin sedimentaatiota kuvataan ensimmäisen kertaluvun reaktiona. Frisk (1982) on modifioinut Vollenweiderin yhtälöä esittämällä sedimentaation verrannollisena pitoisuuden n :nteen potenssiin. Tässä työssä käytettiin jälkimmäistä kuvaustapaa. Fosforipitoisuuden muutosnopeus esitettiin yhtälöllä:

$$S_i(P) = -b(P_i)^n + I_{Pi} \quad (4)$$

b = fosforin sedimentoitumisnopeuskerroin ($(ML^{-3})^{1-n}T^{-1}$)

n = fosforin sedimentaatioeksponentti

I_P = fosforin lisäkuormitus ($ML^{-3}T^{-1}$)

3.23 Lähtötietojen määrittäminen

Liminganlahden elementin L_1 tilavuus laskettiin arvioidun keskisyvyyden ja pinta-alan tulona. Elementtien L_2 ja L_3 poikkileikkaus oletettiin kolmioksi, jolloin tilavuudet voitiin laskea kaavalla:

$$V = \frac{1}{2} A_0 \bar{z} \quad (5)$$

A = elementin pinta-ala (L^2)

\bar{z} = elementin päätykolmioiden korkeuksien keskiarvo (L)

Pinta-alat mitattiin planimetrilla. Elementtien pinta-alat ja tilavuudet on esitetty taulukossa 3.

Taulukko 3. Elementtien pinta-alat (A_i) ja tilavuudet (V_i).

| Elementti | $A_i (10^6 \text{ m}^2)$ | $V_i (10^6 \text{ m}^3)$ |
|-----------|--------------------------|--------------------------|
| L_1 | 33,3 | 33,3 |
| L_2 | 27,6 | 45,5 |
| L_3 | 28,2 | 79,7 |

Virtaamat oletettiin vakioiksi kunakin kuukautena. Kuukausittaiset keskivalumat arvioitiin laskemalla nk. pieniin valuma-alueisiin kuuluvien Huopakinojan ja Korpijoen kuukausittaisien keskivalumien (Vesihallitus 1980) keskiarvo. Nämä ovat lähimmät alueet, joiden valumista on tarkat tiedot, ja Liminganlahden valuma-alue sijaitsee näiden kahden alueen välillä, kun tarkastellaan etäisyyttä rannikosta. Virtaamat laskettiin valumista osa-alueittain. Tyrnävänjoen ja kaikkien Liminganlahteen laskevien jokien keskivirtaamat kesäkuukausina vuosina 1975 ja 1976 sekä pitkän aikavälin keskivirtaamat vastaavina kuukausina on esitetty taulukossa 4.

Vastavirtaus mereltä Liminganlahdelle riippuu tuulista, jotka vaihtelevat huomattavasti kesän aikana ja eri kesinä. Mallissa vastavirtaus oletettiin kuitenkin vakioksi kesän ajan, ja sen suuruus arvioitiin Markku Virtasen (Forsius ja Sarkkula 1979) laatiman numeerisen mallin pohjalta. Koska tuulen suunta on toukokuussa painottunut keskimäärin etelän ja lännen välille, käytettiin elementtiin L_3 tulevana vastavirtaamana arvoa $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, joka vastaa lounaistuulella vallitsevaa virtaamaa (kuva 4).

Taulukko 4. Arvioidut Tyrnävänjoen (Ty) ja kaikkien Liminganlahteen laskevien jokien (yht.) kuukauden keskivirtaamat toukokuuskuussa 1975 ja 1976 sekä vuosien 1961-1975 keskivirtaamat kesäkuukausina.

| Kuukausi | Q (m^3s^{-1}) | | | | MQ ₆₁₋₇₅ (m^3s^{-1}) | |
|----------|---------------------------------|------|------|------|---|------|
| | 1975 | | 1976 | | | |
| | Ty | yht. | Ty | yht. | Ty | yht. |
| V | 10,5 | 41,1 | 6,2 | 24,4 | 12,6 | 49,3 |
| VI | 1,7 | 6,7 | 2,1 | 8,4 | 1,7 | 6,8 |
| VII | 0,1 | 0,4 | 1,1 | 4,5 | 0,9 | 3,5 |
| VIII | 0,3 | 1,1 | 1,7 | 6,8 | 1,3 | 5,2 |
| IX | 1,4 | 5,5 | 1,5 | 5,8 | 2,1 | 8,2 |

Kokonaisfosforipitoisuuden simulointi aloitettiin 21.5. ja simulointijakso päättyi 30.9. Kokonaisfosforipitoisuuksina simulointijakson alussa käytettiin vuosien 1975 ja 1976 toukokuisten näytteiden keskiarvoja. Näytteet on otettu läheltä pintaa ja läheltä pohjaa. Elementtikohtaisia kokonaisfosforipitoisuuksia laskettaessa ei otettu huomioon pohjimmaisista näytteistä, koska niiden fosforipitoisuutta vastaavan tilavuuden oletettiin edustavan vain pientä osaa elementin tilavuudesta. Elementtien L_1 ja L_2 pitoisuuksina käytettiin pisteiden 7 ja 11 sekä vastaavasti pisteiden 5 ja 6 pitoisuuksien keskiarvoja.

Ennusteissa käytetyt jokiveden pitoisuudet perustuvat vuosien 1974-1976 aineistoon. Jokiveden keskimääräinen pitoisuus on oletettu vakioksi kunakin kuukautena ja se on laskettu eri jokien pitoisuuksien virtaamapainotettuna keskiarvona.

Vastavirtauksen pitoisuus eri kuukausina on arvioitu vuosien 1975-1980 pitoisuuksien perusteella. Vastavirtauksen pitoisuus oletetaan mallissa riippumattomaksi Liminganlahden pitoisuudesta. Koska Luodonselän keskimääräinen läpivirtaama on $600 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Forsius ja Sarkkula 1979), oletusta voidaan pitää perusteltuna.

Elementteihin L_2 ja L_3 lähivaluma-alueilta tuleva lisäkuormitus laskettiin Siiran (1980) esittämistä Liminganlahden valuma-alueen huuhtouma-arvoista. Lisäkuormitukseksi molempiin elementteihin saatiin 37 mgs^{-1} , ja se oletettiin vakioksi koko kesän ajan.

Kokonaisfosforipitoisuuden muutosnopeutta kuvaavassa yhtälössä esiintyvien sedimentoitumisnopeuskertoimen ja sedimentaatioekspONENTIN arvot määritettiin vuosien 1975 ja 1976 virtaama- ja vedenlaatuaineistojen avulla.

3.24 Juoksutus- ja pitoisuusvaihtoehdot

Työssä käsiteltiin Niskan altaan rakennusvaihtoehtoa, jonka ylin vedenkorkeus on 105,60 m ja alin 104,50 m, jolloin säännöstelytilavuus olisi $4,96 \text{ milj. m}^3$. Juoksutusvaihtoehtoina tarkasteltiin altaan tyhjentämistä välittömästi tulvan jälkeen kesäkuun alkuun mennessä ja tyhjentämistä tasaisesti kesä-elokuun aikana. Ensimmäisessä vaihtoehdossa kuukausittaiset keskivirtaamat pysyvät ennallaan. Jälkimmäinen vaihtoehto merkitsee kesäkuukaisien virtaamien kasvamista $0,62 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ suuremmiksi.

Koska toukokuisen juoksutuksen katsottiin vastaavan lähes luonnontilaa, tarkasteltiin sen yhteydessä vain nykyistä jokivesien fosforitasoa. Kesäaikaista juoksutusta tarkasteltiin kolmella Tyrnävänjoen pitoisuusvaihtoehdolla kuitenkin niin, että pitoisuuden oletettiin toukokuussa olevan kaikissa vaihtoehdoissa $120 \mu\text{gl}^{-1}$. Arvo vastaa Liminganlahteen laskevien jokien fosforipitoisuuden virtaamapainotettua keskiarvoa toukokuussa 1975 ja 1976.

Lisäksi tarkasteltiin hypoteettisia tilanteita, joissa kaikkien Liminganlahteen laskevien jokien fosforipitoisuuksien keskiarvot olivat koko kesän $30 \mu\text{gl}^{-1}$ ja $350 \mu\text{gl}^{-1}$. Juoksutus- ja pitoisuusvaihtoehtojen kombinaatiot on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 5. Tutkitut juoksutus- ja pitoisuusvaihtoehtojen kombinaatiot.

| Vaihtoehto | Juoksutuskuukausi | Fosforipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) | | | |
|------------|-------------------|---|-----------|-----------|-----------|
| | | Tyrnävänjoki | | Muut joet | |
| | | Touko | Kesä-Syys | Touko | Kesä-Syys |
| I | touko | 120 | 175 | 120 | 175 |
| II | kesä-elo | " | 200 | " | " |
| III | " | " | 300 | " | " |
| IV | " | " | 400 | " | " |
| V | " | 30 | 30 | 30 | 30 |
| VI | " | 350 | 350 | 350 | 350 |

Tutkimuksessa haluttiin selvittää myös, miten Liminganlahden fosforipitoisuudet simulointijakson alkuhetkellä vaikuttavat tuloksiin. Kullekin elementille valittiin kolme eri alkupitoisuutta ja pitoisuuden muuttumista ennustettiin vaihtoehdon II mukaisessa tilanteessa.

Vastavirtauksen merkityksen selvittämiseksi tarkasteltiin tilannetta, jossa vastavirtausta ei lainkaan ole. Muilta osin tämä vaihtoehto vastaa vaihtoehtoa II.

4. TULOKSET

4.1 Kalibrointitulokset

Vastavirtauksen siirtymiskertoimeksi (a_{Qi}) eri elementeissä (i) saatiin kalibroimalla seuraavat arvot:

| i | a_{Qi} |
|---|----------|
| 1 | 0 |
| 2 | 0,5 |
| 3 | 0,6 |

Fosforin sedimentoitumisnopeuskertoimelle saatiin arvo 0,0003 ja sedimentaatioeksponentille arvo 2,2. Mallin ennustustarkkuus käy selville kuvista 8 ja 9.

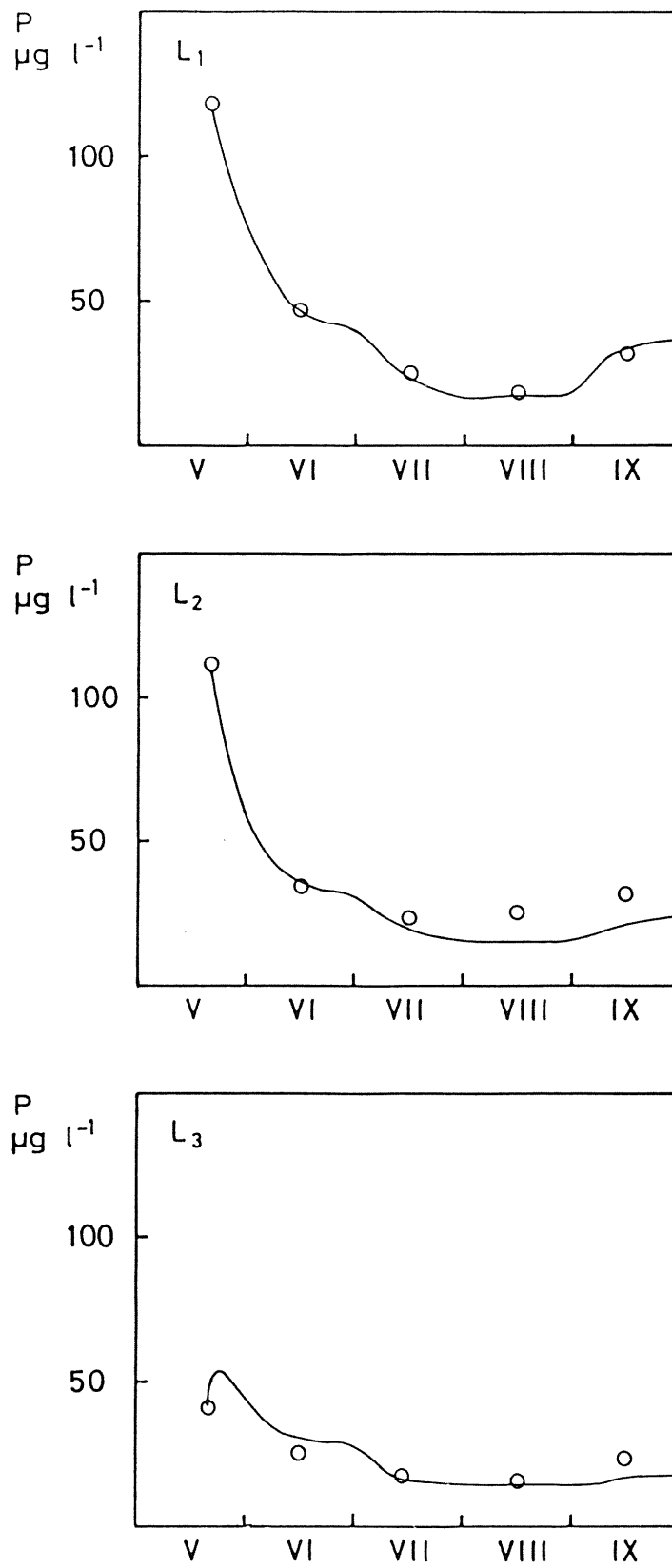
4.2 Kokonaisfosforipitoisuusennusteet

Tyrnävänjoen suunnitellun juoksutusmuutoksen ja eri fosforipitoisuuksien vaikutus Liminganlahden fosforipitoisuuteen on esitetty kuvassa 10. Vaihtoehdoilla I ja IV saatujen pitoisuuksien ero elementissä L_1 on keski- ja loppukesällä noin $7 \mu\text{gl}^{-1}$. Ero pienenee lahden suulle päin.

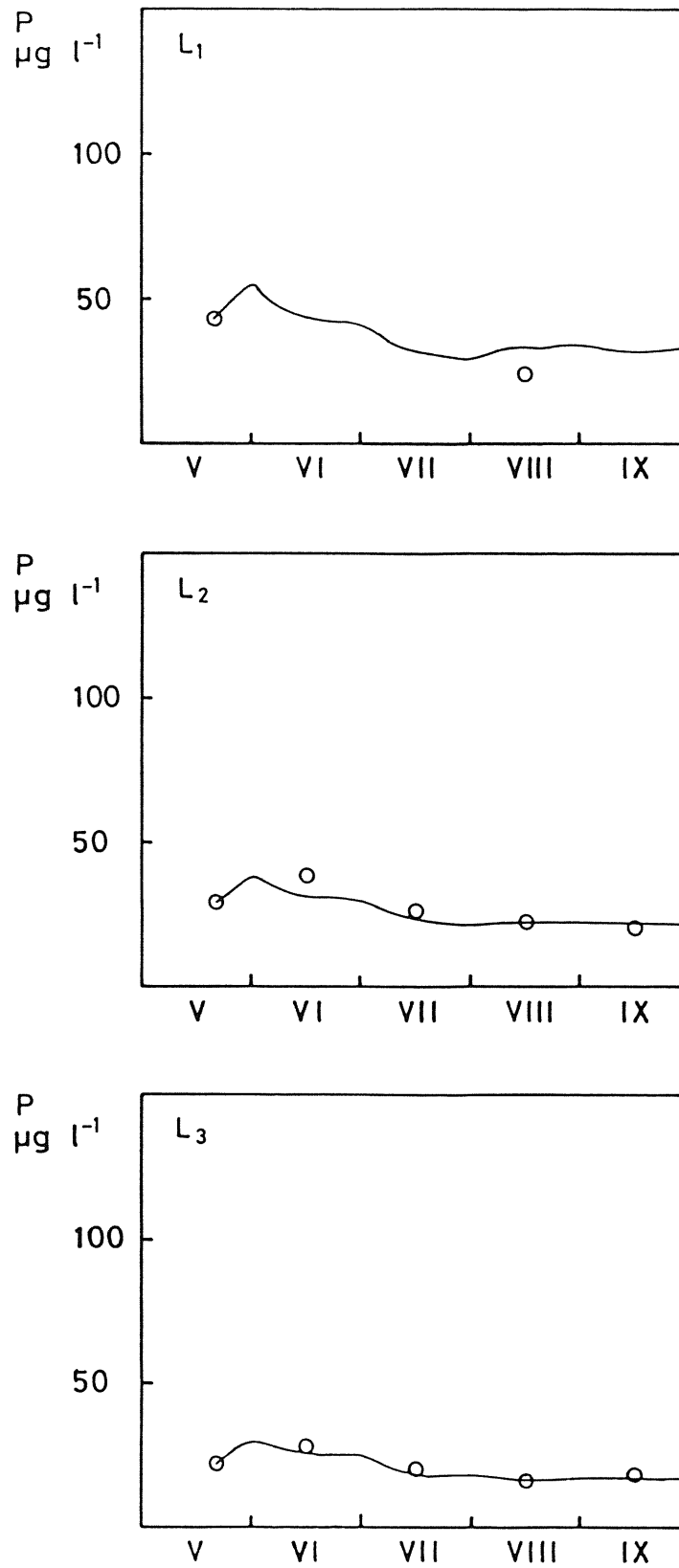
Vaihtoehdot V ja VI johtivat elementissä L_1 keski- ja loppukesällä pitoisuustasoihin $17 \mu\text{gl}^{-1}$ ja $49 \mu\text{gl}^{-1}$. Suhteellisesti pitoisuus kasvoi siis lähes kolminkertaiseksi vaihtoehdosta V vaihtoehtoon VI. Uloimmassa elementissä L_3 pitoisuusero oli enää noin $5 \mu\text{gl}^{-1}$ (kuva 11).

Liminganlahden fosforipitoisuus simulointijakson alussa ei vaikuttanut tuloksiin simulointijakson 15 ensimmäisen vuorokauden jälkeen (kuva 12).

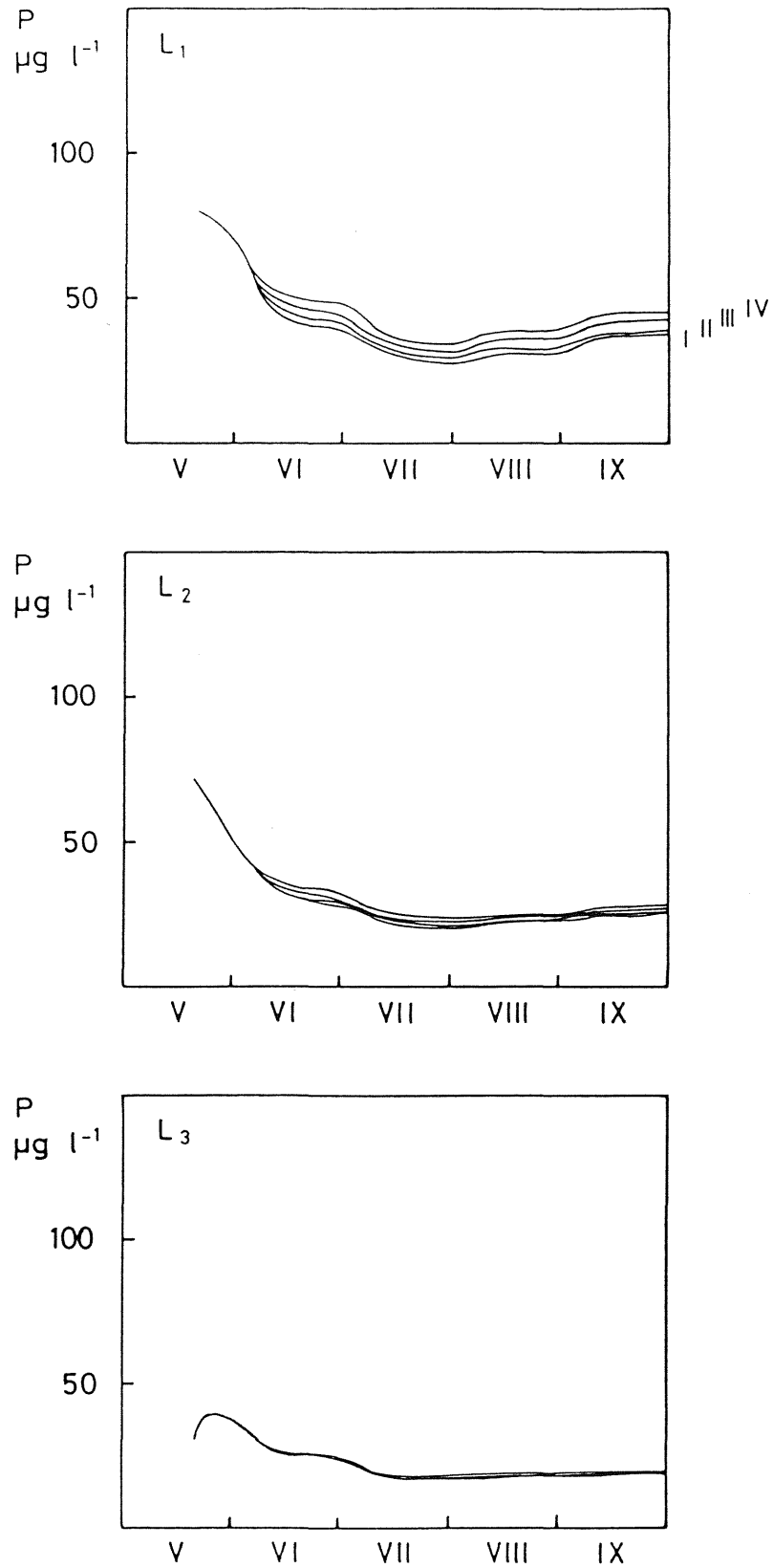
Vastavirtauksen puuttuminen johti elementissä L_1 fosforipitoisuuden kohoamiseen $20 \mu\text{gl}^{-1}$ suuremmaksi. Elementissä L_3 fosforipitoisuus pysyi samalla tasolla kuin otettaessa vastavirtaus huomioon (kuva 13).



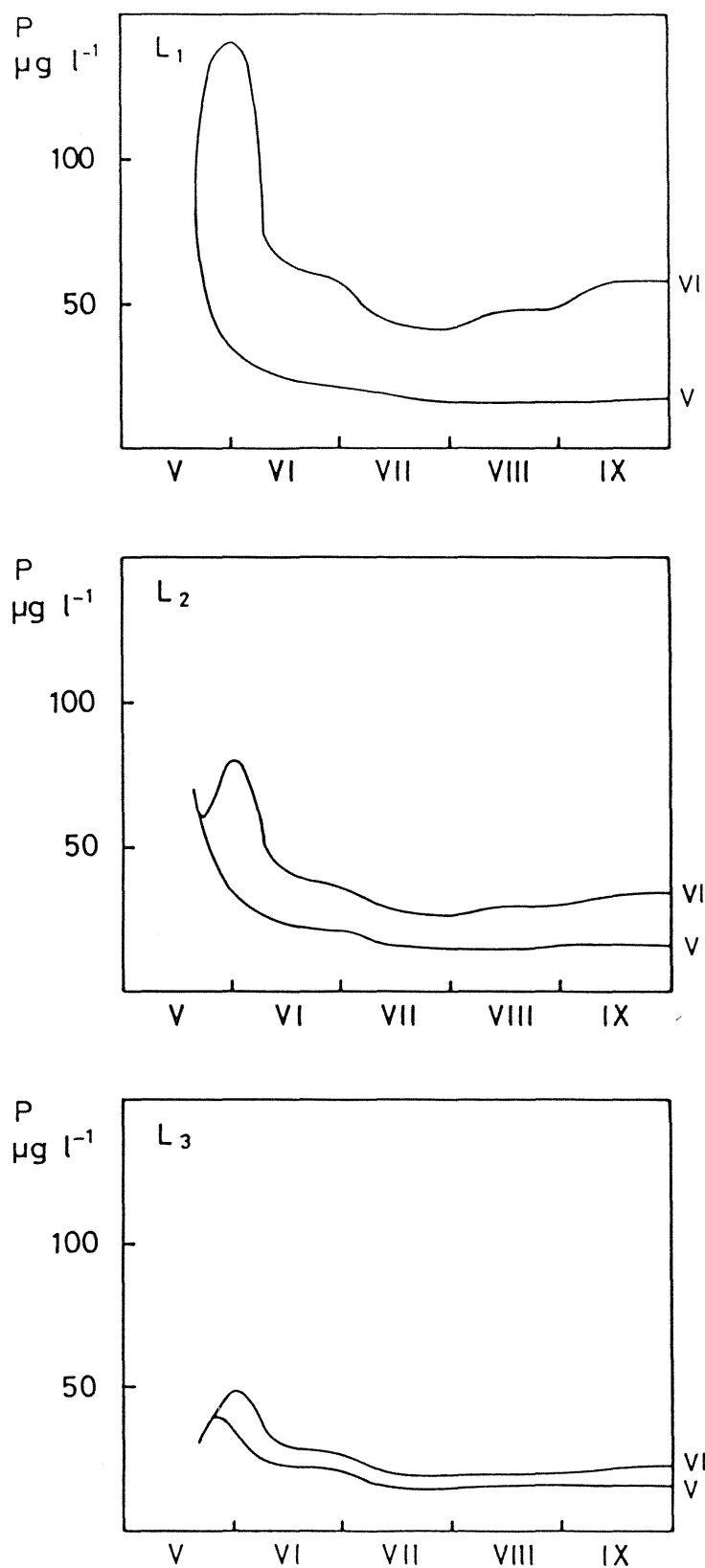
Kuva 8. Lasketut (—) ja havaitut (o) fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä vuonna 1975.



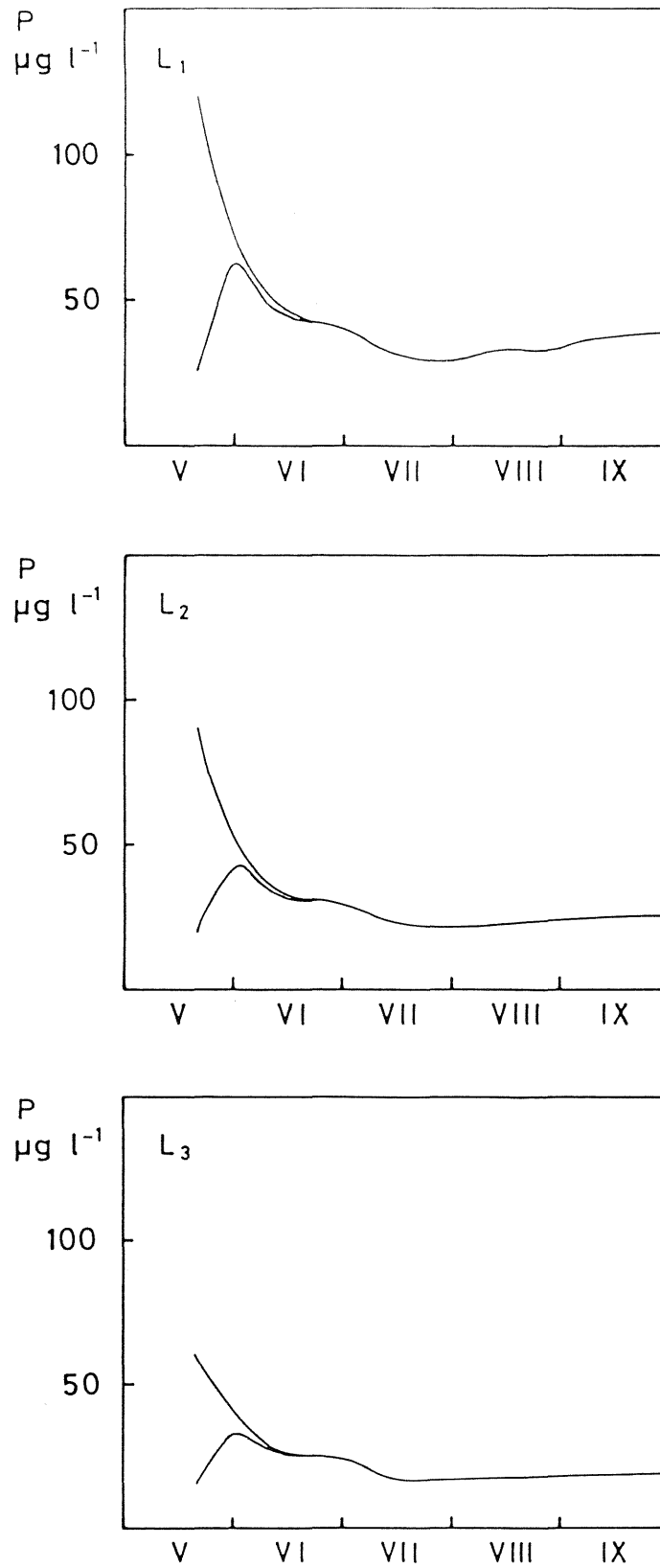
Kuva 9. Lasketut (—) ja havaitut (o) fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä vuonna 1976.



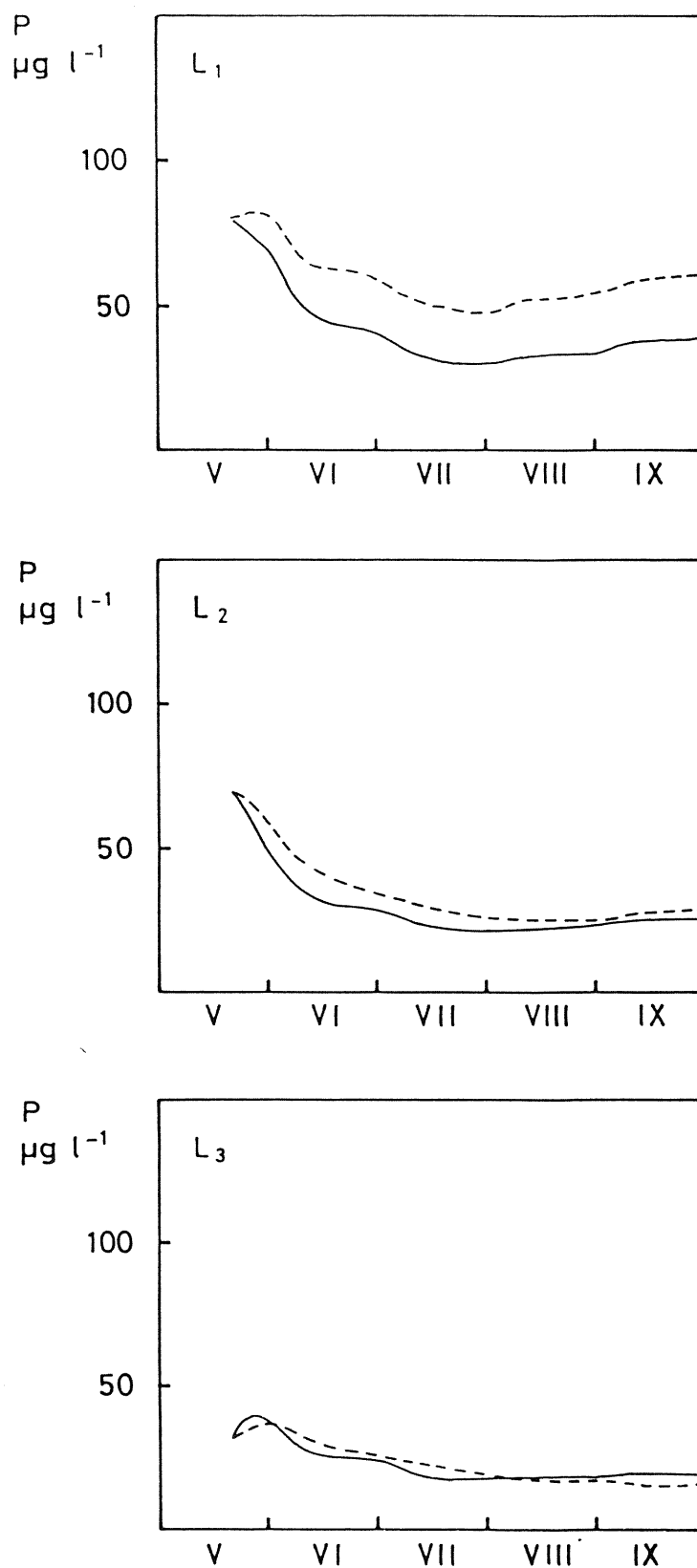
Kuva 10. Fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä kuormitusvaihtoehdoilla I-IV.



Kuva 11. Fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä kuormitusvaihtoehtoilla V ja VI.



Kuva 12. Fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä kahdella eri alkupitoisuudella kuormitusvaihtoehdon II mukaisessa tilanteessa.



Kuva 13. Fosforipitoisuudet Liminganlahden elementeissä vaihtoehdon II mukaisessa tilanteessa (—) sekä muuten vastavassa tilanteessa, jossa vastavirtaamaa ei ole otettu huomioon (---).

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Kokonaisfosforipitoisuuteen vaikuttavista tekijöistä

Liminganlahden hydraulisia olosuhteita hallitsee keskimääräisessä tilanteessa voimakas virtaus mereltä. Jopa lahden pohjukassa on vastavirtaus moninkertainen jokien yhteiseen virtaamaan nähden. Tyrnävänjoen virtaama on puolestaan neljännes kaikkien jokien virtaamasta. Joen suunniteltu juoksumuutos on keskimääräisessä virtaustilanteessa merkityksetön vastavirtauksen suuruuteen nähden.

Virtausolojen mukaisesti määrää meriveden laatu huomattavasti Liminganlahden veden laatua. Pelkästään Tyrnävänjoen juoksumuutos- ja fosforipitoisuusmuutokset realistisissa rajoissa eivät vaikuta merkittävästi pitoisuuteen Liminganlahdella. Sen sijaan jo hieman suuremmat virtaamamuutokset näkyvät Liminganlahden fosforipitoisuuksissa. Tämä voidaan todeta, kun tarkastellaan fosforipitoisuuksia elementissä L_1 kalibrointivuotena 1975. Fosforipitoisuus laski heinä-elokuussa, jolloin virtaamat olivat keskimääräistä pienempiä. Myös pitoisuustason kohoaminen kaikissa joissa vaikuttaa selvästi Liminganlahden fosforipitoisuuteen.

Paikallinen, Tyrnävänjoen suulle rajoittuva pitoisuuden kohoaminen on luonnollinen seuraus Tyrnävänjoen pitoisuuden kohoamisesta. Sitä ei tässä käsittelyssä saada kuitenkaan näkyviin, koska lahti jaettiin suhteellisen suuriin, vesimassaltaan homogeenisiksi oletettuihin elementteihin.

Kun vastavirtaus pysyy pitkän aikaa pienenä, kerääntyvät joki-vedet lahden pohjukkaan eikä merivesi laimenna niitä tehokkaasti. Tällaisessa tilanteessa pohjukan fosforipitoisuus kohoaa ja kasviplanktonin kasvuedellytykset paranevat. Pidentynyt viipymä toisaalta lisää sedimentaatiota, joten pieni vastavirtaus tai vastavirtauksen puuttuminen kokonaan ei heikennä olosuhteita enää lahden suulla.

Fosforin sedimentoitumisessa voidaan erottaa kolme pääasiallista tapaa. Fosforia sedimentoituu kuolleen orgaanisen aineksen mukana, epäorgaanisina fosforiyhdisteinä ja alloktonista alkuperää olevana hiukkasfosforina. Sedimentoitumisnopeuteen vaikuttaavat mm. partikkelin koko, tiheys ja muoto. Orgaaninen aine sedimentoituu hitaammin kuin mineraaliaine, koska sen tiheys on yleensä pienempi ja pinta-alan ja painon suhde suurempi kuin epäorgaanisen aineksen (McKee ym. 1970). Friskin (1982) esittämässä sedimentoitumista kuvaavassa yhtälössä (4) suuri $n:n$ arvo merkitsee nopeaa sedimentoitumista suurilla fosforipitoisuuksilla. Sovellettaessa yhtälöä Suomen olosuhteissa on n :lle käytetty arvoja 1,8-2,2 (Frisk 1981). Näiden arvojen perusteella näyttää sedimentoituminen Liminganlahdella olevan erittäin nopeaa suurilla fosforipitoisuuksilla. Tämä saattaa johtua siitä, että tällä herkästi tulvivalalla alueella keväisin, jolloin fosforipitoisuus on suurimmillaan, suuri osa fosforista on sitoutuneena tulvan irrottamiin maahiukkasiin, jotka sedimentoituvat nopeasti. Humus vaikuttaa fosforin sedimentoitumiseen sitomalla kolloidifraktioonsa rautaa ja fosforia. Humuksen kolloidifraktio sedimentoituu myös nopeasti (Pennanen 1970).

Kasvukauden aikana sedimentoituu merkittävä osa fosforista yleensä sitoutuneena kasviplanktonbiomassaan. Tästä syystä lisääntyvään sedimentoitumiseen usein sisältyy jo rehevöitymistä.

Sedimentoitumiseen verrattavana ilmiönä voidaan Liminganlahdella pitää fosforin sitoutumista litoraalivyöhykkeen makrofyytteihin. Ne pidättävät kasvukautensa aikana runsaasti ravinteita, jotka vapautuvat kasvukauden päätyttyä.

5.2 Fosforin merkitys vesistön rehevyyden kannalta

Rehevyyden lisääntymisellä tarkoitetaan vesistön oman perustuotannon intensiteetin kasvua (mm. Ryhänen 1978). Vaikka rehevyyden käsite edellyttää dynaamista tarkastelutapaa, voidaan

rehevyystason ilmentäjänä usein käyttää esimerkiksi ravinne-pitoisuutta tai kasviplanktonbiomassaa. Fosforipitoisuus soveltuu useimmiten rehevyystason ilmentäjäksi, mikäli se on vesistössä minimitekijä.

Sisävesissä on fosfori yleensä kasviplanktonin kasvua eniten rajoittava tekijä (mm. Rodhe 1978), mutta valtamerien rannikko-alueilla (Ryther ja Dunstan 1971) ja Itämeressä (mm. Tarkiainen ym. 1974) näyttää tyypellä olevan tärkeämpi merkitys. Perämeren ulappa-alueella fosforipitoisuus on hyvin alhainen, ja fosfori on tärkein tuotantoa rajoittava tekijä (Buch 1932, Alasaarela 1979).

Minimiravinne voidaan määrittää yksinkertaisesti tarkastelemalla biologisesti käyttökelpoisessa muodossa olevien ravinteiden määräsuhdetta vedessä. Liuenneen typen ja fosforin optimaalisena suhteena voidaan pitää niiden suhdetta kasviplanktonissa. Kun ravinnesuhde vedessä alittaa selvästi tämän optimiarvon, rajoittaa typpi kasvua. Suhteen ollessa selvästi optimiarvoa suurempi on fosfori kasvua rajoittava tekijä. Typen ja fosforin painosuhteelle leväsolussa on esitetty huomattavasti toisistaan poikkeavia arvoja (Eloranta 1981). Sen Gupta ja Koroleff (1973) esittävät Itämeren kasviplanktonin typen ja fosforin atomisuhteeksi 13, mikä vastaa painosuhdetta 6.

Myös pelkkä pitoisuuksien tarkastelu voi riittää osoittamaan, rajoittaako jokin ravinne kasvua vai ei. Mikäli kasviplanktonille käyttökelpoisessa muodossa olevaa ravinnetta on vedessä runsaasti, se ei voi rajoittaa kasvua.

Käytettävissä olevan aineiston (liite 1) perusteella ei minimiravinteesta Liminganlahdella voida tehdä kovin pitkälle meneviä johtopäätöksiä. Alkukesän suhteellisen suuret fosfaattifosforipitoisuudet antavat kuitenkin aiheutta olettaa, ettei fosfori voi tuolloin rajoittaa kasvua. Elokuussa sen sijaan fosfaattifosforipitoisuus laskee alhaiselle tasolle ja kokonaistypen ja -fosforin suhde kasvaa, mikä viittaa fosforin rajoittavan vaikutuksen kasvamiseen. Alasaarela (1978) on päätenyt samaan

tulokseen tarkastellessaan typen ja fosforin suhteen muuttumista kesän aikana Oulun edustalla.

Vesistöt luokitellaan perinteisesti rehevyytensä perusteella oligotrofisiin, mesotrofisiin ja eutrofisiin. Sakamoto (1966b) on esittänyt näiden luokkien fosforipitoisuuksien rajoiksi:

| | P(μgl^{-1}) |
|---------------|--------------------------|
| oligotrofinen | 2-20 |
| mesotrofinen | 10-30 |
| eutrofinen | 10-90 |

Näiden kolmen luokan lisäksi on esitetty myös muita luokkia. Vollenweiderin (1968) kokonaisfosforipitoisuuteen perustuva rehevyysluokitus Wetzelin (1975) mukaan modifioituna on seuraava:

| | P(μgl^{-1}) |
|---------------------|--------------------------|
| ultra-oligotrofinen | <5 |
| oligo-mesotrofinen | 5-10 |
| meso-eutrofinen | 10-30 |
| eutrofinen | 30-100 |
| hypereutrofinen | >100 |

Näiden luokitusten perusteella Liminganlahti kuuluu mesotrofiseen tai eutrofiseen luokkaan, mikäli tarkastellaan loppukesää, jolloin fosforilla on merkitystä kasviplanktonin kasvun rajoittajana. Eri kuormitusvaihtoehtojen aiheuttamien muutosten tarkasteluun tällainen luokitus ei ole kuitenkaan riittävän herkkä.

Etenkin humusvesien luokittelu kokonaisfosforipitoisuuden perusteella on hankalaa siitä syystä, että kasviplanktonille käyttökelpoisen fosforin osuutta kokonaisfosforista ei tunneta. Levät kykenevät jossain määrin käyttämään hyväkseen liukoisia orgaanisia fosforiyhdisteitä, mutta luonnonolosuhteissa ne eivät liene kilpailukykyisiä bakteereiden kanssa. Joissakin tutkimuksissa (mm. Prakash ym. 1973) on humusaineiden havaittu stimuloivan kasviplanktonin kasvua. Hyvärisen (1965)

mukaan on humukseen adsorboitumisen vaikutus ravinteiden käyttökelpoisuuteen näennäistä, koska adsorboituneiden ja vapaiden ionien välillä vallitsee tasapaino. Kun vapaita ravinneioneja kuluu, vapautuu pidähtyneinä olleita niin suuri määrä, että adsorptiotasapaino jälleen saavutetaan. Mikäli tämä pitää paikkansa, edistäisi humus fosforin pysymistä kierrossa.

Kuvattaessa kasviplanktondynamiikkaa matemaattisesti otetaan kasviplanktonbiomassan muutosnopeuteen vaikuttavista tekijöistä yleensä huomioon kasviplanktonin kasvu, respiraatio ja vajominen. Kasvunopeuskerroin voidaan olettaa kasvua eniten rajoittavan ravinteen ja lämpötilan funktioksi. Kasviplanktonbiomassan säätelyä ei kuitenkaan tunneta tarkasti vesistöissä, joissa ravinnepitoisuudet ovat hyvin korkeita. Kasviplanktonin dynaamiseen kuvaamiseen ei tässä tapauksessa ole tarkoituksenmukaista pyrkiä myöskään siksi, ettei fosfori näytä alkukesällä olevan tärkein kasviplanktonin kasvua rajoittava ravinne ja ettei käyttökelpoisen fosforin osuutta kokonaisfosforista tunneta. Fosforipitoisuuden merkitystä loppukesän kasviplanktonbiomassan muodostumisessa voidaan se sijaan arvioida muilla keinoin. Veden kokonaisfosfori- ja klorofylli a -pitoisuuden välistä riippuvuutta voidaan selvittää regressioanalyysin avulla. Dillon ja Rigler (1974) ovat havainneet kevättäyskierron aikaisen kokonaisfosforipitoisuuden ja kesän keskimääräisen klorofylli a -pitoisuuden välillä seuraavan riippuvuuden:

$$\ln \overline{\text{CHL}} = 1,449 \ln P_{\text{spr}} - 2,616 \quad (6)$$

$$\begin{aligned} \overline{\text{CHL}} &= \text{kesän keskimääräinen klorofylli a -pitoisuus } (\mu\text{gl}^{-1}) \\ P_{\text{spr}} &= \text{kevättäyskierron aikainen kokonaisfosforipitoisuus} \\ &\quad (\mu\text{gl}^{-1}) \end{aligned}$$

Carlson (1977) on saanut heinä-elokuun hetkellisten klorofylli a - ja kokonaisfosforipitoisuuksien välille vastaavaa muotoa olevan yhtälön:

$$\ln \text{CHL} = 1,449 \ln P - 2,442 \quad (7)$$

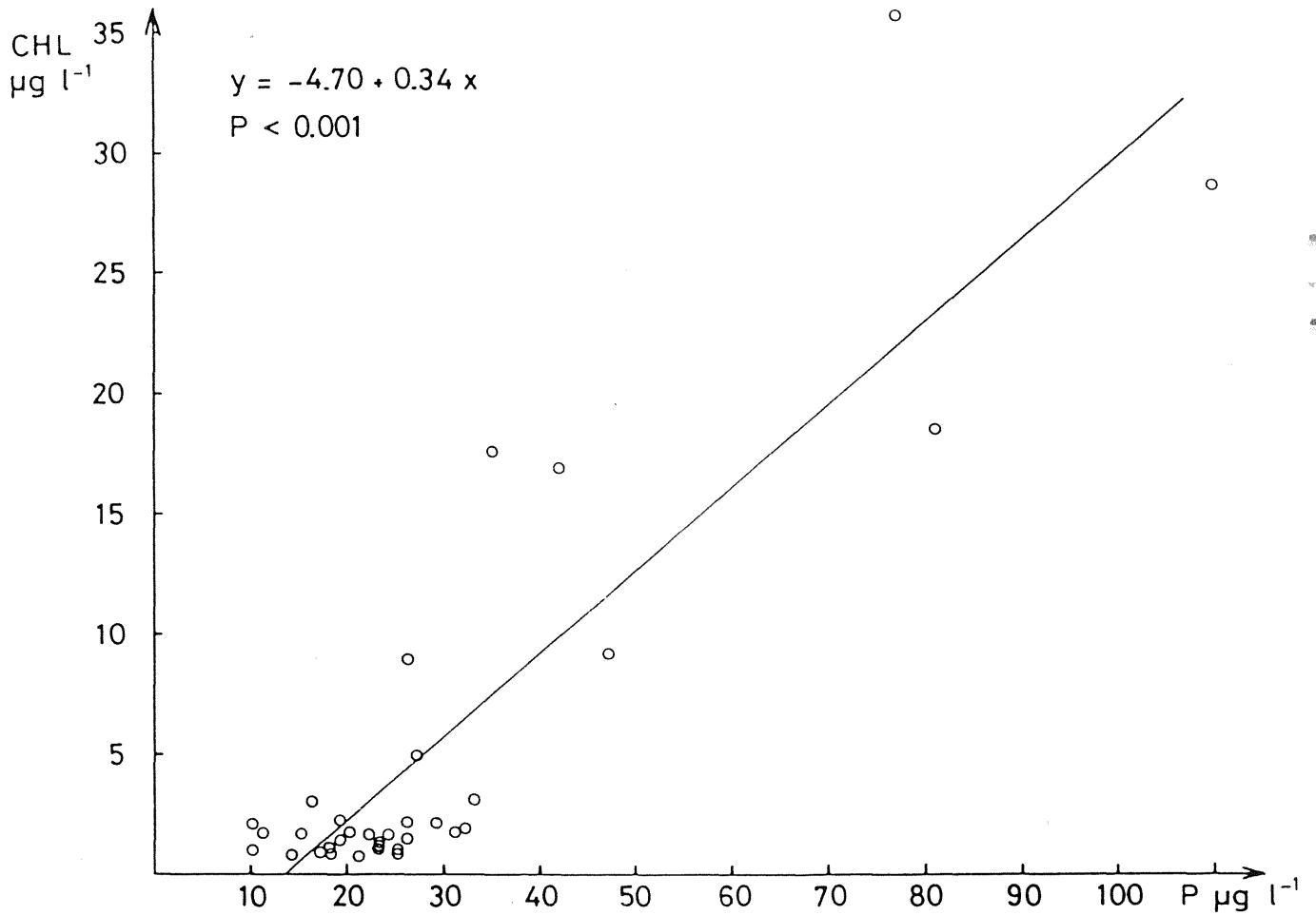
Liminganlahden aineistoon sovitettuna saatiin sekä tätä muotoa oleva että lineaarinen regressio erittäin merkitseväksi. Molemmissa regressiomalleissa on klorofylli a - ja kokonaisfosforipitoisuuden välinen riippuvuus jyrkempi heinä-syyskuun aineistolla kuin touko-syyskuun aineistolla laskettuna. Tämä saattaa osittain johtua kasviplanktonin klorofylli a -pitoisuuden muuttumisesta kesän aikana, mutta sen voidaan myös katsoa tukevan minimiravinnetarkastelun tulosta, jonka mukaan fosforin merkitys rajoittavana tekijänä kasvaa loppukesällä. Regressioyhtälöt on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Klorofylli a - ja kokonaisfosforipitoisuuden väliset regressioyhtälöt.

| Regressioyhtälö | Aika-jakso | Aineiston koko | Korrelaatiokerroin |
|-------------------------|------------|----------------|--------------------|
| CHL = 0,13 P + 1,24 | V-IX | 60 | 0,510*** |
| lnCHL = 1,16 lnP - 2,73 | " | " | 0,663*** |
| CHL = 0,34 P - 4,70 | VII-IX | 34 | 0,872*** |
| lnCHL = 1,57 lnP - 4,12 | " | " | 0,762*** |

Loppukesän klorofylli a -pitoisuuden ennustamisessa käytettiin lineaarista regressiomallia, koska sen korrelaatiokerroin on suurempi kuin logaritmisena. Regressiosuora on esitetty kuvassa 14. Eri kuormitusvaihtoehtojen saadut keskimääräiset kokonaisfosforipitoisuudet loppukesällä on taulukossa 8 muutettu lineaarisen regressiomallin avulla vastaaviksi klorofylli a -pitoisuuksiksi.

Kuormitusvaihtoehtojen I ja IV välinen klorofylli a -pitoisuusero elementissä L₁ on 2,4 µgl⁻¹. Vastavirtaaman merkitystä Liminganlahden pohjukan rehevyyden kannalta osoittaa se, että klorofylli a -pitoisuus kasvaisi vastavirtaaman puuttuessa arvosta 6,9 µgl⁻¹ arvoon 13,7 µgl⁻¹ eli kaksinkertaiseksi.



Kuva 14. Klorofylli a - ja kokonaisfosforipitoisuuden välinen riippuvuus Liminganlahdella heinä-syyskuussa.

Taulukko 8. Heinä-syyskuun keskimääräiset kokonaisfosfori- ja klorofylli a -pitoisuudet ($\mu\text{g l}^{-1}$) eri kuormitusvaihtoehdolla.

| Vaihtoehto | Elementti | | | | | |
|------------------------------|-----------|------|-------|-----|-------|-----|
| | L_1 | | L_2 | | L_3 | |
| | P | CHL | P | CHL | P | CHL |
| I | 33 | 6,5 | 23 | 3,1 | 19 | 1,8 |
| II | 34 | 6,9 | 23 | 3,1 | 19 | 1,8 |
| III | 37 | 7,9 | 25 | 3,8 | 20 | 2,1 |
| IV | 40 | 8,9 | 26 | 4,1 | 20 | 2,1 |
| II ilman vasta- virtaamaa | 54 | 13,7 | 28 | 4,8 | 19 | 1,8 |

Vesistön rehevyystason arvioimiseksi klorofylli a -pitoisuuden perusteella on esitetty erilaisia luokituksia. Sakamoto (1966a, ks. Vollenweider 1968) on asettanut rehevyysluokille seuraavat rajat:

| | CHL ($\mu\text{g/l}$) |
|---------------|-------------------------|
| oligotrofinen | 0,3 - 2,5 |
| mesotrofinen | 1 - 15 |
| eutrofinen | 5 - 140 |

Dobson (1981) on jakanut vesistöt kesän klorofylli a -pitoisuuden perusteella rehevyysluokkiin seuraavasti:

| | CHL ($\mu\text{g/l}$) |
|--------------------|-------------------------|
| ultraoligotrofinen | 0,0 - 0,7 |
| oligotrofinen | 0,7 - 2,0 |
| mesotrofinen | 2,0 - 6,0 |
| eutrofinen | 6,0 - 18 |
| hypertrofinen | > 18 |

Elementissä L_1 ilmentävät kaikkia kuormitusvaihtoehtoja vastaavat loppukesän klorofylli a -pitoisuudet mesotrofiaa tai eutrofiaa. Elementin L_3 loppukesän klorofylli a -pitoisuudet sijoittuvat oligotrofiseen luokkaan kaikilla tutkituilla vaihtoehtodoilla.

Edellä on käsitelty ainoastaan fosforipitoisuuden ja klorofylli a -pitoisuuden välistä riippuvuutta, jolloin perustuotajista vain planktonlevät on otettu huomioon. Liminganlahdella on kuitenkin myös makrofyyteilla ja oletettavasti perifytonilla huomattava merkitys perustuotannossa. Niiden osuudesta tai biomassasta ei ollut käytettävissä tietoja. Yleisesti on litoraalivyöhykkeen tuotannolla tärkeä merkitys vesistön rehevöitymiskehityksessä.

5.3 Johtopäätökset

- Tyrnävänjoen juoksutuksen muuttaminen siten, että kevät-tulvan aikana varastoidut vedet juoksutetaan joko välittömästi tulvan jälkeen tai tasaisesti kesän aikana ei vaikuta Liminganlahden rehevyystasoon, koska juoksutusmuutos molemmissa tapauksissa on mereltä tulevaan laimentavaan virtaukseen nähden hyvin pieni.
- Tyrnävänjoen fosforipitoisuuden kohoaminen realistisissa rajoissa ei myöskään vaikuta ratkaisevasti Liminganlahden rehevyystasoon, mikäli lahden virtausolosuhteet pysyvät muuttumattomina.
- Mikäli virtaus lahdella heikkenee, on seurauksena lahden pohjukan huomattava rehevöityminen jo nykyisellä kuormitustasolla.

KIRJALLISUUS

- Alasaarela, E. 1978. Oulun edustan biologinen perusselvitys vv. 1975-1977. Veden laatu ja trofia-aste Oulun edustalla ja pohjoisella Perämerellä sekä Oulun edustan tilan kehittyminen vv. 1969-1977. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. 171 p. Oulu. Moniste.
- 1979. Phytoplankton and environmental conditions in central and coastal areas of the Bothnian Bay. Ann. Bot. Fennici 16: 241-274.
 - 1982. Ennuste Leuvan altaan vaikutuksesta Siikajoen tilaan. Vesihallituksen monistesarja 101. 61 p. Oulu.
 - & Siira, J. 1976. On the phytoplankton in the Liminganlahti Bay. Acta Univ. Oul. A 42. Biol. 3: 63-71.
- Buch, K. 1932. Untersuchungen über gelöste Phosphate und Stickstoffverbindungen in den nordbaltischen Meeresgebieten. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 86. 30 p. Helsinki.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 22, 2: 361-369.
- Dillon, P. J. & Rigler, F. H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. 19: 767-773.
- Eloranta, J., Frisk, T., Kinnunen, K., Kylä-Harakka, T., Niemi, J., Rautalahti-Miettinen, E., Sarkkula, J. & Virtanen, M. 1981. Vesistön tilan ennustamismallien soveltamisselvitys. TESI 9.1. 208 p. Helsinki.
- Eloranta, V. 1981. Minimivirainten tutkiminen. Sipponen, M. (toim.). Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä? Vesi- ja Kalatalousmiehet ry:n täydennyskoulutuspäivät Vääksyssä 26.-27.11.1980: 48-54. Helsinki.

- Erkomaa, K., Mäkinen, I. & Sandman, O. 1977. Vesiviranomaisen ja julkisen valvonnan alaisten vesitutkimuslaitosten fyysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotus 121. 54 p. Helsinki.
- Forsius, J. & Sarkkula, J. 1979. Hailuodon tiepenkereen vaikutus Hailuodon ja mantereen välisen alueen virtauksiin ja vedenvaihduntaan avoveden aikana. Selvitys mittauksista syksyllä 1978. Hydrologian toimisto. 39 p. Moniste.
- Frisk, T. 1981. New modifications of phosphorus models. Aqua Fennica 11: 7-17.
- 1982. An oxygen model for Lake Haukivesi. Hydrobiologia 86: 133-139. The Hague.
- Harju-Autti, T. 1971. Jätevesien laskun vaikutus Liminganlahteen. Diplomityö. Oulun yliopiston rakennusinsinööriosasto. 73 p.
- Heino, R. 1976. Taulukoita Suomen ilmasto-oloista kaudelta 1961-1975. Liite Suomen meteorologiseen vuosikirjaan 75, 1a - 1975. 41 p. Helsinki.
- Hyvärinen, E. 1965. Humusaineet, vesiemme perustuotantoon vaikuttava tekijä. Limnologisymposion 1964: 106-112.
- McKee, G. D., Parrish, L. P., Hirth, C. R., Mackenthum, K. M. & Keup, L. E. 1970. Sediment-water nutrient relationships- Part 1. Water & Sewage Works 117: 203-206.
- Palmen, E. 1930. Untersuchungen über die Strömungen in den Finnland umgebenden Meeren. Soc. Scient. Fenn., Comment. Phys.-Mat. 5, 12. 94 p. Helsinki.
- Palosuo, E. 1964. A description of the seasonal variations of water exchange between the Baltic Proper and the Gulf of Bothnia. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 215. 32 p. Helsinki.

- Palosuo, E. 1973. Bottenhavet och Bottenviken - två olika bäcken av Bottniska viken. Summary: The Bothnian Sea and the Bothnian Bay - two different basins of the Gulf of Bothnia. Terra 85: 139-148.
- Pennanen, V. 1970. Geelifraktiointi vesitutkimuksessa. Pro gradu -työ. Helsingin yliopiston limnologian laitos. 84 p.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1975. Liminganlahden kuormittajien yhteistarkkailun tulokset v. 1975. 13 p. Oulu. Moniste.
- 1976. Liminganlahden kuormittajien yhteistarkkailun tulokset v. 1976. 20 p. Oulu. Moniste.
 - 1978. Liminganlahden yhteistarkkailu. Osa 2: Liminganlahden ja siihen laskevien jokien vesistötarkkailun tutkimustulokset v. 1977. 5 p. Oulu. Moniste.
 - 1979. Liminganlahden yhteistarkkailu. Osa 2: Liminganlahden ja siihen laskevien jokien vesistötarkkailun tulokset v. 1978. 5 p. Oulu. Moniste.
 - 1980. Liminganlahden yhteistarkkailu v. 1979. Osa 2: Liminganlahden ja siihen laskevien jokien vesistötarkkailun tutkimustulokset. 6 p. Oulu. Moniste.
 - 1981a. Liminganlahden yhteistarkkailun tulokset v. 1980. Osa 1: Käyttö- ja kuormitustarkkailu. 23 p. Oulu. Moniste.
 - 1981b. Liminganlahden yhteistarkkailun tulokset v. 1980. Osa 2: Liminganlahden ja siihen laskevien jokien vesistötarkkailu. 8 p. Oulu. Moniste.
- Prakash, A., Rashid, M. A., Jensen, A. & Subba Rao, D. V. 1973. Influence of humic substances on the growth of marine phytoplankton: Diatoms. Limnol. Oceanogr. 18, 4: 516-524.

Rodhe, W. 1978. Algae in culture and nature. Mitt. int. Ver. Limnol. 21: 7-20.

Ryhänen, R. 1978. Tuotanto ja hajotus - trofia ja saprobia. Limnologisymposion 1973 ja 1974: 30-38.

Ryther, J. H. & Dunstan, W. M. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. Science 171, 3975: 1008-1013.

Sakamoto, M. 1966a. The chlorophyll amount in the eutrophic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton communities. The Bot. Magazine 79, 932-933: 77-88. Tokyo.

- 1966b. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62, 1: 1-28.

Sarkkula, J. & Forsius, J. 1977. Virtaukset Oulun edustan merialueella. Selvitys mittauksista vuosina 1976-77. Hydrologian toimisto. 20 p. Moniste.

Sen Gupta, R. & Koroleff, F. 1973. A quantitative study of nutrient fractions and a stoichiometric model of the Baltic. Estuarine and Coastal Marine Science 1: 335-360.

Siira, J. 1980. Liminganlahden vesistöalueen tutkimuksia 1-3. 27, 80, 18 p. Liminka. Moniste.

- & Meskus, E. 1973. Liminganlahden ja siihen laskevien jokien veden laadusta. Kemiaallis-bakteriologinen selvitys Kempeleen, Limingan, Lumijoen, Oulunsalon, Temmeksen ja Tyrnävän kunnille. 52 p. Kempele. Moniste.

Tarkiainen, E., Rinne, I. & Niemistö, L. 1974. On the chemical factors regulating the primary production of phytoplankton in the Baltic Proper. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 238: 39-52.

Verta, M. 1982. Tekoaltaiden kalojen elohopeapitoisuudet v. 1980 ja arvio pitoisuuksien kehittymisestä. Vesihallituksen tiedotus 212: 45-73 (painossa).

Vesihallitus 1980. Hydrologinen vuosikirja 1976-1977. Lisänä vv. 1931-1960 ja 1961-1975 keskiarvoja. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 35. 193 p. Helsinki.

Vogt, H. 1971. Voimakkaasti säännösteltyjen tekojärvien ominaisuuksista, käytöstä ja kunnostuksesta. Vesihallituksen tiedotus 8. 82 p. Helsinki.

- 1978. An ecological and environmental survey of the humic man-made lakes in Finland. Aqua Fennica 8: 12-24.

Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD DAS/CSI/68, 27. 159 p. Paris.

- 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. Arch. Hydrobiol. 66, 1: 1-36.

Wartiovaara, J. 1978. Phosphorus and organic matter discharged by Finnish rivers to the Baltic Sea. Tiivistelmä: Suomen jokivesien Itämereen kuljettama fosfori ja orgaaninen aine. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 29. 42 p. Helsinki.

Wetzel, R. G. 1975. Limnology. 743 p. Philadelphia.

Epäorgaanisen typen (N_m) ja fosforin (PO_4-P) pitoisuudet ja suhteet Liminganlahden elementeissä kesinä 1975 ja 1981.

| Vuosi | Päivä | Elementti | N_m $\mu g l^{-1}$ | PO_4-P $\mu g l^{-1}$ | N_m/PO_4-P |
|-------|-------|-----------|-------------------------|----------------------------|--------------|
| 1975 | 15.5. | L_1 | 651 | 46 | 14 |
| | | L_2 | 645 | 51 | 13 |
| | | L_3 | 551 | 20 | 28 |
| | 17.6. | L_1 | 133 | 17 | 8 |
| | | L_2 | 134 | 28 | 5 |
| | | L_3 | 106 | 18 | 6 |
| | 22.7. | L_1 | 165 | 8 | 21 |
| | | L_2 | 185 | 8 | 23 |
| | | L_3 | | | |
| | 18.8. | L_1 | 147 | 2 | 74 |
| | | L_2 | 152 | 0 | ∞ |
| | | L_3 | 130 | | |
| | 30.8. | L_1 | | 11 | |
| | | L_2 | | 10 | |
| | | L_3 | | 7 | |
| 1981 | 8.6. | L_1 | 118 | 27 | 4 |
| | | L_3 | 60 | 7 | 9 |
| | 15.7. | L_1 | 13 | 11 | 1 |
| | | L_3 | 6 | 23 | 0,3 |
| | 17.8. | L_1 | 94 | 16 | 6 |
| | | L_2 | 27 | 3 | 9 |
| | | L_3 | 20 | 1 | 20 |

